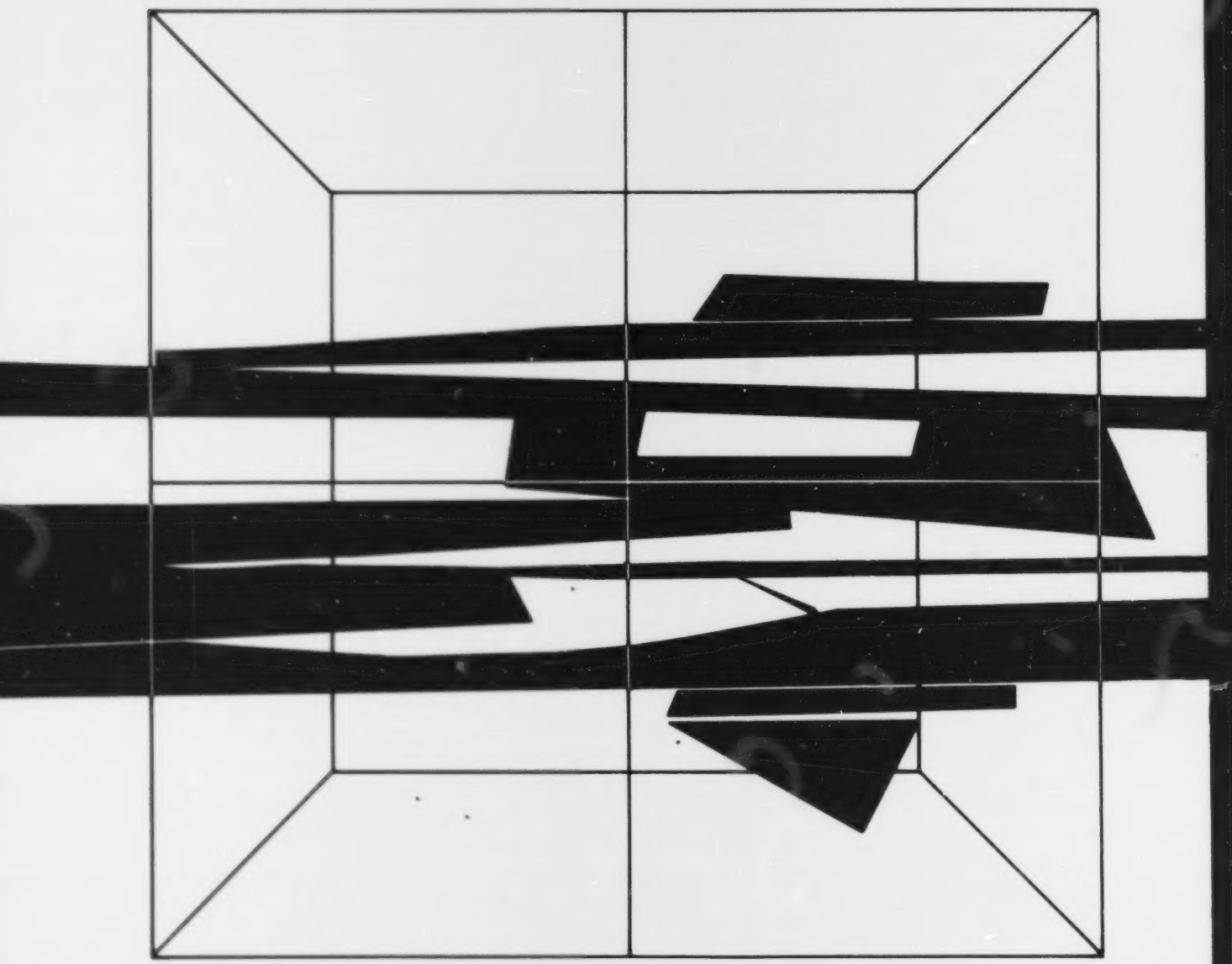
Les étangs de stabilisation dans les régions nordiques

1885
1985

Rapport SPE 4 NR 1
Juillet 1985



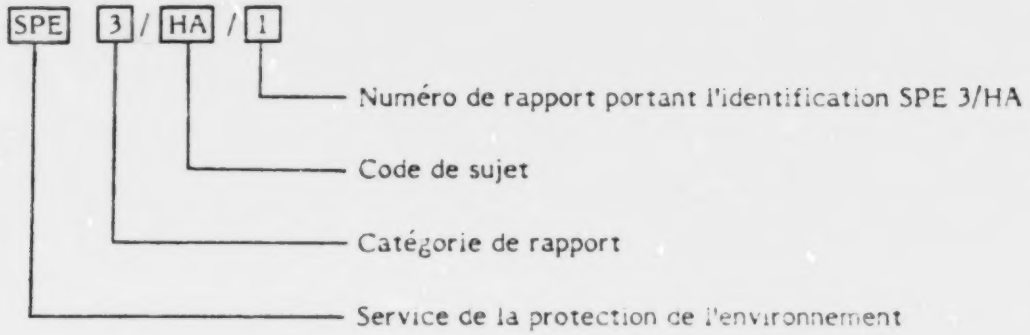
Environnement Canada
Service de la protection de l'environnement

Environment Canada
Environmental Protection Service

Canada

RAPPORTS DU SERVICE DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

Exemple de numérotage:



Catégories

1	Règlements/Lignes directrices/ Codes de procédure
2	Consultation publique: évaluation des problèmes, options de contrôle
3	Recherche et développement technologique
4	Revues de la documentation
5	Relevés
6	Évaluations des impacts sur l'environnement
7	Surveillance
8	Propositions, analyses et énoncés de principes généraux
9	Guides

Sujets

AG	Agriculture
AP	Polluants atmosphériques
AT	Toxicité aquatique
CC	Produits chimiques commerciaux
CP	Pollution - consommateurs
FP	Traitement des aliments
HA	Déchets dangereux
IC	Chimie inorganique
MA	Pollution marine
MM	Exploitation minière et traitement des minéraux
NR	Régions du Nord
PF	Papier et fibres
PG	Production de l'électricité
PN	Pétrole et gaz naturel
SP	Déversements de pétrole et de produits chimiques
SRM	Méthode de référence normalisée
TS	Systèmes de transport
UP	Pollution urbaine

Sujets et codes additionels sont introduits au besoin. Une liste de rapports du SPE peut être obtenue en s'adressant à la Section des publications, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa (Ontario) K1A 1C8.

Centenaire des parcs nationaux
1885
1985
National Parks Centennial

1885 – 1985: 100 ans de conservation du patrimoine

Le premier parc national du Canada a été aménagé en 1885 à Banff en Alberta. Aujourd'hui il y a des parcs nationaux et des parcs historiques nationaux dans chaque province et territoire. Le centenaire des parcs nationaux représente l'occasion de réaffirmer le désir de préserver notre patrimoine au profit de tous les Canadiens.

LES ÉTANGS DE STABILISATION DANS LES RÉGIONS NORDIQUES

Direction des services techniques
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada

SPE 4/NR/1
Juillet 1985

COMMENTAIRES

Tout commentaire sur la présente publication devrait être adressé au:

Chef, Division technique de l'environnement nordique et rural
Direction des services techniques
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 1C8

English copy available at the following address:

Publication Section
Environmental Protection Service
Environment Canada
Ottawa, Ontario
K1A 1C8

Édition française de *Sewage Lagoons in Cold Climates* préparée par le Module d'édition française, Direction des services techniques.

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1985
N° de cat. En 49-13/4-1F
ISBN 0-662-93376-1
IMPRIMERIE BEAUREGARD LIMITÉE

RÉSUMÉ

On a trouvé et rassemblé pour ce rapport de la documentation concernant les étangs d'eaux usées recouverts de glace saisonnière au Canada et dans le nord des États-Unis, y compris l'Alaska. L'information a été triée en fonction des sujets, lesquels comprenaient entre autres le rendement passé, la théorie relative au traitement, les facteurs touchant la performance, la planification et la construction des installations ainsi que l'amélioration des effluents des étangs. Les besoins en matière de recherche et de développement applicables à chaque domaine ont été précisés.

ABSTRACT

Literature concerning sewage lagoons subject to seasonal ice cover in Canada and the Northern USA, including Alaska, was identified and compiled for this report. Information was sorted according to topic areas including: past performance, process theory, factors affecting performance, facility planning and construction, and upgrading lagoon effluents. Research and development needs in each topic area were identified.

REMERCIEMENTS

Le présent rapport a été rédigé à partir du document intitulé "A Critical Evaluation of the Operation of Lagoons in Cold Climates" préparé dans le cadre d'un contrat accordé par Environnement Canada à la Faculté des études et de la recherche supérieures de l'Université de l'Alberta à Edmonton.

Les principaux enquêteurs auxquels on doit la préparation de ce rapport sont Daniel W. Smith et Gordon R. Finch. David Sego, Ian B. Mackenzie et Martha J.R. Watson du Département de génie civil de l'Université de l'Alberta, ainsi que Gary W. Heinke du Département de génie civil de l'Université de Toronto ont également contribué à sa rédaction. M. A. Townshend d'Environnement Canada a agi comme conseiller technique pour la réalisation de ce travail.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ		III
REMERCIEMENTS		IV
LISTE DES TABLEAUX		VII
LISTE DES FIGURES		VIII
SOMMAIRE		IX
GLOSSAIRE		XIII
1	INTRODUCTION	1
1.1	Terminologie et aménagement des étangs	1
1.2	Inventaire des étangs canadiens	3
1.3	Dossier sur le rendement	3
2	THÉORIE DU LAGUNAGE	11
2.1	Microbiologie	12
2.1.1	Bactéries	13
2.1.2	Algues	14
2.1.3	Protozoaires et animaux supérieurs	15
2.2	Conversions biochimiques	15
2.3	Sédimentation	17
3	TYPES DE PERGÉLISOLS ET DE SOLS	19
4	FACTEURS INFLUANT SUR LE RENDEMENT DES ÉTANGS	24
4.1	Influences climatiques	24
4.1.1	Température	24
4.1.2	Stratification thermique	25
4.1.3	Vent	26
4.1.4	Lumière solaire	26
4.1.5	Couverture de glace et de neige	26
4.2	Influences biologiques et chimiques	27
4.2.1	Influences biologiques	27
4.2.2	Influences chimiques	29
4.2.3	Désinfection naturelle	29
4.3	Paramètres influant sur la conformation et l'exploitation des étangs	30
4.3.1	Type d'étangs	30
4.3.2	Nombre et forme des compartiments	31
4.3.3	Contrôle du débit pour un rendement optimal	31
5	PLANIFICATION DE L'INSTALLATION	33
5.1	Choix de l'emplacement	33
5.1.1	Considérations géotechniques en présence de pergélisol	33
5.1.2	Santé publique	34
5.1.3	Évacuation des effluents	37
5.2	Configuration physique	41
5.2.1	Conception du procédé	41
5.2.2	Considérations relatives à l'emplacement	42

5.2.3	Stabilité des bermes	43
5.2.4	Accessoires	47
5.3	Considérations relatives à la construction	48
5.3.1	Préparation du sol de fondation	48
5.3.2	Excavation	49
5.3.3	Construction des berges	50
5.3.4	Installation de matériaux de recouvrement synthétiques	50
5.4	Exploitation et entretien	52
5.4.1	Exploitation	52
5.4.2	Entretien	53
6	AMÉLIORATION DE LA QUALITÉ DES EFFLUENTS DES ÉTANGS	55
6.1	Traitement chimique	56
6.1.1	Désinfection	56
6.1.2	Coagulation et floculation	59
6.2	Aération complémentaire	60
6.3	Filtration	61
6.4	Épandage des boues sur le sol	61
6.4.1	Irrigation par infiltration	62
6.4.2	Terres inondables	63
6.5	Aquaculture	63
RÉFÉRENCES		65
BIBLIOGRAPHIE		78

LISTE DES TABLEAUX

1	UTILISATION DES ÉTANGS AU CANADA EN 1981	4
2	RÉSUMÉ DU RENDEMENT DES ÉTANGS AU NORD DU 60e PARALLÈLE	5
3	RÉSUMÉ DU RENDEMENT PASSÉ D'ÉTANGS TYPES	7
4	PROCESSUS INFLUANT SUR L'ALCALINITÉ	16
5	DESCRIPTION SOMMAIRE D'UN MODÈLE	39
6	CRITÈRES TYPES D'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES EFFLUENTS ET DES MODÈLES D'ÉTANGS DE STABILISATION AU CANADA	40

LISTE DES FIGURES

1	VARIATIONS SAISONNIÈRES DU RENDEMENT	9
2	SCHÉMA D'UN BASSIN FACULTATIF	11
3	MÉLANGE TYPE DE POPULATIONS DANS LE CAS DE BOUES ACTIVÉES	12
4	RÉPARTITION DU PERGÉLISOL AU CANADA	19
5	RÉGIME DES TEMPÉRATURES CARACTÉRISTIQUES DU SOL DANS LES RÉGIONS OÙ L'ON TROUVE DU PERGÉLISOL	20
6	VALEURS DE PERMÉABILITÉ DES SOLS	22
7	OBSERVATIONS RELATIVES À L'ÉPAISSEUR MAXIMALE DE LA GLACE	28
8	COUPES TRANSVERSALES DE BERMES TYPES	44
9	EFFETS DES RÉGIMES THERMIQUES DES BERMES SUR LE PERGÉLISOL	46

SOMMAIRE

Le présent rapport passe en revue les facteurs importants dont on doit tenir compte pour choisir l'emplacement d'un réseau d'étangs de stabilisation dans les régions froides et pour concevoir, aménager, exploiter et entretenir ce dernier.

Les étangs de stabilisation constituent souvent la solution la moins coûteuse pour le traitement des eaux usées dans les régions froides. Environ la moitié des 1750 réseaux de traitement répertoriés au Canada en 1981 sont des étangs d'eaux usées, et 60 p. 100 d'entre eux se trouvent au nord-ouest. En été, leur rendement est comparable à celui des étangs du Sud, mais en hiver ils peuvent être aussi peu efficaces que les bassins de sédimentation. Il est difficile d'interpréter les données que nous possédons sur l'efficacité des traitements, parce que les méthodes d'échantillonnage sont incomplètes ou trop peu détaillées, ce qui nous empêche de comparer valablement les données sur les eaux à traiter et les eaux une fois traitées.

Les étangs sont des systèmes biologiques complexes et dynamiques pour lesquels nous n'avons pu à ce jour élaborer de modèles mathématiques fiables et pratiques. Plus particulièrement, le rôle que jouent les organismes psychrophiles dans le traitement au moyen d'étangs de stabilisation est mal perçu. On pourra peut-être obtenir un meilleur rendement dans les régions froides, si l'on améliore le rendement des microorganismes des étangs par voie biologique.

De nombreux facteurs physiques influent sur le rendement des étangs de stabilisation dans les régions froides: la température, la stratification thermique, l'ensoleillement, le vent et la couverture de neige et de glace. Le temps de digestion est plus long aux basses températures, d'où une accumulation accrue de boues. Il faut améliorer la consolidation locale par voie chimique ou par voie biologique pour optimiser la gestion des boues des étangs. La stratification thermique et la formation de thermoclines sont bénéfiques, car elles favorisent une meilleure répartition des eaux usées brutes provenant de l'admission d'eau. La profondeur du liquide et l'étendue de la surface de l'étang jouent un rôle important dans la formation des thermoclines. L'étang devrait être aménagé de façon à permettre au vent d'y assurer de bonnes conditions de mélange. La couverture de neige et de glace réduit la quantité de lumière qui parvient aux eaux usées, ce qui a des effets néfastes sur la réoxygénation photosynthétique et contribue largement à créer les conditions anaérobies qui règnent dans les étangs de stabilisation des régions septentrionales.

La désinfection naturelle par la prédation et les rayons ultraviolets donnent des effluents biologiquement sains en été. Il est possible d'obtenir des effluents de meilleure qualité ou de prolonger la période pendant laquelle des effluents de qualité acceptable sont produits en prédisant les taux d'efficacité et en optimisant ces processus. La désinfection par voie chimique s'impose lorsque la santé publique est en jeu. On a souvent décidé de ne pas utiliser le chlore à des fins de désinfection en raison de l'inefficacité de ce produit, de la difficulté de trouver la dose adéquate pour chaque cas et des produits indésirables qui en résultaient. Il existe d'autres méthodes de désinfection, mais leur emploi est peu répandu à cause de leur coût élevé.

Lorsqu'il est question d'étangs de stabilisation aménagés dans des régions froides, la principale préoccupation est de savoir ce qu'il advient des organismes indicateurs et des organismes pathogènes. Ceux-ci parviennent-ils réellement à s'acclimater à ces étangs? Quelle est la relation entre les concentrations d'organismes indicateurs et celles des organismes pathogènes en eau froide? Est-ce que le réseau d'étangs de stabilisation favorise la pharmacorésistance transférable? Qu'arrive-t-il aux virus et aux organismes qui sont à l'origine des endospores et des vésicules? Seules des études spécialisées permettront de répondre à ces questions.

Les exutoires des berges des rivières donnent lieu à des "panaches" de rejet qui sont entraînés par le courant et qui suivent le rivage pour se retrouver en un lieu où il y a un risque élevé de contamination du public. Compte tenu de ce risque pour la santé, il est primordial de choisir l'emplacement des exutoires avec soin et de bien répartir les effluents pour réduire le plus possible la zone de mélange.

Le recours à des marais ou à des terres inondables pour l'épuration des effluents, ainsi que des techniques additionnelles d'amélioration de leur qualité ont été mis à l'essai et constituent des solutions prometteuses. D'autres recherches à cet égard devraient permettre de recueillir des données qui seront utiles aux concepteurs.

Le traitement des effluents des étangs de stabilisation sur des sols rendus instables par le dégel peut modifier en profondeur les caractéristiques biologiques et thermiques du milieu récepteur. L'érosion de la végétation protectrice et des couches du sol contribue à accroître le dégel et, par voie de conséquence, les risques d'engorgement en surface. Il faut élaborer des méthodes pour prévoir ces situations et empêcher qu'elles ne surviennent.

On a fait subir à la conception des étangs de stabilisation dans les régions froides des modifications majeures afin que les rejets de leurs effluents dans le milieu

naturel soient de qualité acceptable. Les décisions prises en vue de réduire les taux de charge, d'accroître le temps de rétention et d'avoir si possible recours à un rejet saisonnier se fondent sur l'observation visuelle et sur des données analytiques restreintes.

Dans les régions froides, le temps de rétention est devenu le principal paramètre dont on tient compte dans la conception des étangs. Cela implique généralement de longues périodes de retenue et un ou deux rejets des effluents des étangs par année. Cependant, de nombreuses installations fonctionnent par un écoulement continu de leurs effluents. Les faits montrent que les systèmes à écoulement continu fonctionnent le mieux dans un régime hydraulique à écoulement en bloc. On pourrait améliorer le rendement des systèmes à écoulement continu actuels en élaborant des chicanes résistant à la glace pour réduire le court-circuitage.

Des compartiments multiples ont été utilisés pour reproduire le plus possible les conditions de systèmes à écoulement en bloc. Le nombre de compartiments, leur configuration, le temps de rétention et le type des structures d'admission et de sortie de l'eau qu'il faut utiliser peuvent être précisés par l'organisme de réglementation ou choisis par le concepteur.

La présence de pergélisol peut se traduire par des sols instables, ce qui risque d'avoir des effets néfastes sur la structure des étangs. On comprend beaucoup mieux la nature géologique des sols gelés depuis vingt ans, et des lignes directrices sur l'utilisation de ces sols comme matériaux de fondation ont été élaborées. Lorsqu'on veut aménager des structures dans des régions de pergélisol, il ne faut pas lésiner sur l'intégrité thermique du sol. Dans un tel cas, il peut être plus rentable de recourir à une autre forme de traitement des eaux usées ou de changer d'emplacement.

La conception et le rendement des berges des étangs, le type des sols de fondation et leur état, ainsi que le type de matériaux disponibles pour les berges demandent un examen plus détaillé.

La nature des dispositifs de contrôle du drainage pour le ruissellement et le suintement locaux doit faire l'objet d'une analyse. Les problèmes que pose la création d'une fenêtre thermique chaude dans un sol gelé partout ailleurs peuvent être importants dans le cas de membranes imperméables. Les installations nécessitent la pose d'un détendeur de sous-pression dans le matériau de revêtement à la base de l'étang, et les décisions quant aux points de rejet ne peuvent être mises en oeuvre dans l'état actuel des connaissances.

L'exploitation d'un étang implique la surveillance du rendement et du débit. On doit fournir à l'opérateur des instructions détaillées sur la façon d'utiliser les dispositifs de

régulation du débit pour obtenir des effluents de la meilleure qualité possible afin de protéger le milieu récepteur, ainsi que pour ensemencer le volume suivant d'eaux emmagasinées. L'entretien régulier des bermes et des accessoires doit être assuré. Il peut être nécessaire de combattre de temps à autre les odeurs, les mauvaises herbes aquatiques ou les moustiques.

Le nettoyage de l'étang et l'élimination des boues résultantes s'imposent tous les cinq à dix ans. Cette question peut soulever des problèmes dans le cas des étangs ayant une membrane synthétique comme matériau de revêtement.

On peut purifier les effluents d'un étang en améliorant le rendement de celui-ci ou en prévoyant un traitement tertiaire. Le polissage des effluents s'obtient par une surveillance étroite (rejet saisonnier), une filtration ou un traitement chimique. Il faudra faire d'autres études pour vérifier s'il est possible et souhaitable de transformer les étangs existants en bassins à mélange partiel pour atténuer les surcharges et les odeurs.

Le présent rapport montre qu'il faut continuer à étudier les réseaux d'étangs de stabilisation dans les régions froides pour acquérir de nouvelles connaissances sur le sujet et pour mieux en saisir le principe. Le défit que nous devons relever consiste d'abord à adopter des méthodes de conception et d'exploitation plus rationnelles et plus précises pour que les réseaux d'étangs de traitement des eaux usées demeurent une solution rentable, mais aussi à satisfaire aux besoins de plus en plus exigeants en matière d'environnement et de santé publique.

GLOSSAIRE

AÉROBIE	- Qui a besoin d'air ou d'oxygène libre pour vivre.
ANAÉROBIE	- Qui n'a pas besoin d'air ou d'oxygène libre pour vivre.
AUTOTROPHE	- Se dit des organismes capables de fabriquer leurs aliments organiques à partir de matière inorganique brute.
BACTÉRIES À GRAM NÉGATIF	- Bactéries qui se colorent en rouge lorsqu'elles sont soumises à la méthode de coloration double des bactéries, dite méthode de Gram. Elles se distinguent des bactéries à gram positif, qui se colorent en bleu.
COLIFORME FÉCAL	- Bactérie associée aux matières fécales des animaux à sang chaud. Sa présence dans une nappe d'eau signifie que celle-ci est contaminée par des matières fécales.
COURT-CIRCUITAGE	- État hydraulique qu'on retrouve dans les secteurs d'un étang où le temps d'écoulement d'une partie de la masse liquide est inférieur au temps de rétention théorique.
CYANOPHYCÉES	- Algues bleues.
DBO (demande biochimique d'oxygène)	- Quantité d'oxygène dissous nécessaire pour répondre aux besoins métaboliques des microorganismes aérobies dans les eaux riches en matière organique comme les eaux usées.
DCO (demande chimique d'oxygène)	- Quantité d'oxygène requise pour l'oxydation chimique des matières carbonées (organiques) dans les eaux usées au moyen des sels inorganiques bichromates ou permanganates comme oxydants dans un test de deux heures.
ÉPILIMNION	- Zone d'eau douce relativement tempérée dans laquelle un brassage se produit par suite de l'action du vent et des courants de convection.
BASSIN FACULTATIF	- Étang ou bassin de traitement comportant une section supérieure aérobie et une section inférieure anaérobie permettant aux processus biologiques aérobies et anaérobies de s'accomplir en même temps.
EUCARYOTES	- Cellules qui contiennent un noyau distinct entouré d'une enveloppe nucléaire comme tous les organismes à l'exception des bactéries et des algues bleues.

FUNGIDÉS - Organismes qui possèdent un noyau, qui produisent des spores et qui ne contiennent pas de chlorophylle.

HÉTÉROTROPHE - Organisme incapable de fabriquer des composés organiques à partir de matières brutes inorganiques et qui a donc besoin d'aliments organiques provenant du milieu.

HYPOLIMNION - Couche profonde d'un lac stratifié, caractérisée par une température uniforme généralement plus froide que celle des autres couches de ce lac.

MILIEU BENTHIQUE - Le milieu benthique comprend le fond d'une masse d'eau ou son milieu.

PERGÉLISOL - Sol gelé à longueur d'année. Ce phénomène se produit lorsque la température demeure au-dessus de 0 °C pendant plusieurs années, que le sol contienne de la glace ou non et peu importe la nature de la roche et des particules dont le sol se compose.

PHAGE (BACTÉRIOPHAGE) - Virus qui attaque les bactéries.

PHOTOSYNTHÈSE - Synthèse de composés chimiques sous l'effet de la lumière. Plus particulièrement, fabrication de composés organiques au moyen d'anhydride carbonique et d'hydrogène avec libération simultanée d'oxygène, par les cellules des végétaux chlorophylliens.

PROCARYOTES - Cellules qui n'ont pas d'enveloppe nucléaire. Se dit uniquement des bactéries et des algues bleues.

PROTOZOAIRES - Phylum de microorganismes eucaryotes.

PSYCHROPHILES - Se dit des bactéries qui se développent à des températures fraîches (entre 0 °C et 15 °C environ).

SUBPERGÉLISOL - Couche du sol qui se trouve sous le pergélisol.

SUPRAPERGÉLISOL - Couche du sol qui se trouve au-dessus du pergélisol.

THERMOCLINE - Gradient de température d'une nappe d'eau où la diminution de température avec l'augmentation de la profondeur est supérieure à celle des couches d'eau supérieures et inférieures.

Ouvrages de référence

Keeton, W.T., *Biological Science*, 2e édition, W.W. Norton & CO., Inc., NY (1972).

Parker, S.P. (rédacteur en chef), *McGraw-Hill Dictionary of Scientific and Technical Terms, 3e édition*, McGraw-Hill Book Co., NY (1984).

Rogers, R.G., W.T. Ingram, E.H. Pearl et L.W. Welter, (éd.) *Glossary: Water and Wastewater Control Engineering, 3e édition*, APHA, ASCE, AWWA, WPCF (1981).

1 INTRODUCTION

Le présent rapport examine la conception, l'exploitation et le rendement d'étangs de stabilisation dans les régions nordiques où une couverture de glace se forme pendant une partie de l'année. On a consulté l'information existante sur le Canada, le nord des États-Unis et l'Alaska en vue:

a) d'étudier la documentation et les données concernant les étangs dans les régions nordiques;

b) d'évaluer les méthodes de conception et d'exploitation passées et présentes;

c) et de déterminer les sujets pour lesquels les données existantes ne sont pas suffisantes pour permettre l'adoption de critères et de méthodes de conception et d'exploitation optimaux.

Dans les régions nordiques, l'utilisation d'étangs de stabilisation pour le traitement des eaux usées est souvent la méthode la moins coûteuse dans la mesure où la qualité des effluents ne nuit pas au milieu. Il se produit dans ces étangs des processus biologiques complexes du point de vue de la relation symbiotique qui s'établit entre les bactéries hétérotrophes et les algues photosynthétiques et autotrophes l'été, et les conditions anaérobies l'hiver.

La couverture de glace et la basse température de l'eau influent sur la capacité du milieu naturel à assimiler les déchets biodégradables. La couverture de glace empêche l'aération et limite la charge en DBO (demande biochimique d'oxygène) qui pourrait être ajoutée à l'eau sans effet nuisible. La température froide de l'eau augmente la durée de vie des coliformes fécaux, ce qui représente un danger pour la santé.

1.1 Terminologie et aménagement des étangs

Dans les régions nordiques, deux types de bassins servant aux traitements primaires et secondaires des eaux usées offrent le plus d'intérêt: les bassins facultatifs et les étangs anaérobies. Un bassin facultatif possède une couche aérobie au-dessus d'une couche anaérobie. L'existence de la couche aérobie est assurée grâce à l'oxygène provenant des algues et par l'aération de surface. Les étangs anaérobies reçoivent une charge organique telle qu'on n'y trouve pas de zone aérobie. Les principales réactions biologiques qui s'y produisent sont la fermentation acide et la fermentation du méthane. Les étangs anaérobies sont utilisés efficacement pour le pré-traitement des eaux difficiles à dépolluer et sont généralement suivis d'un ou plusieurs bassins facultatifs en série(1).

C'est depuis 1901 qu'on utilise des étangs de stabilisation en Amérique du Nord. Cependant, les Chinois avaient déjà recours à cette méthode il y a plus de 1000 ans[2]. De nombreux étangs ont été amenagés dans l'est du Canada à la fin des années 50 et au début des années 60. L'utilisation des étangs pour le traitement des eaux usées dans les régions arctiques de l'Amérique du Nord s'est développée à la fin des années 50. Le premier étang de stabilisation dans l'Arctique canadien a été aménagé à Inuvik (T.N.-O.) en 1957.

Les étangs ne conviennent pas à l'élimination des excréments humains, mais on peut s'en servir pour le traitement de toutes les autres catégories d'eaux usées. L'utilisation de bassins facultatifs et étangs anaérobies dans les régions froides respecte rarement les critères réglementaires sur la qualité des effluents pendant les mois d'hiver. Pour y parvenir, il faut adopter toute une variété de procédés, déterminés en grande partie par les caractéristiques des eaux usées. Le gouvernement des Territoires du Nord-Ouest met l'accent sur l'utilisation de systèmes de distribution d'eau par véhicule ou par canalisations qui produiront des eaux usées ordinaires[3].

Les caractéristiques des eaux usées qu'il faut recycler sont fonction de la taille de la population humaine et du type de système de distribution d'eau installé. Dans le Nord, la collecte des eaux usées se fait dans des sacs hygiéniques ou des réservoirs (par véhicule) lorsque l'eau est amenée jusqu'aux maisons par camion-citerne ou à l'aide des réseaux gravitaires existants. Des eaux d'égout concentrées non diluées sont obtenues si l'on utilise des sacs hygiéniques, et des déchets modérément dilués si l'on utilise des réservoirs de stockage. Des déchets dilués sont obtenus là où il existe un réseau de canalisations pour l'approvisionnement en eau et un réseau d'égouts. L'écoulement de l'eau ou "purge" à laquelle on a recours pour empêcher le gel dans les réseaux de distribution et les canalisations d'eaux d'égout se traduit par des eaux usées fortement diluées, caractéristique que l'on ne retrouve que dans les agglomérations nordiques.

Si l'utilisation d'étangs de stabilisation des eaux usées est une méthode répandue dans l'ensemble du Canada, c'est parce que cette technique exige peu d'investissements et entraîne peu de coûts d'exploitation. Lorsque le temps est assez chaud et la lumière du soleil suffisante, de bons résultats sont obtenus en ce qui concerne la DBO et la réduction des coliformes fécaux; par temps froid et lorsque la lumière du soleil est limitée, les résultats du traitement sont médiocres. Outre les variations de rendement selon les saisons, les étangs aménagés dans les régions froides présentent plusieurs autres inconvénients: des odeurs périodiques, un court-circuitage et une croissance de végétaux

nuisibles. L'aménagement d'étangs dans les régions où l'on trouve du pergélisol pose aussi des problèmes. De nombreuses modifications touchant la conception et l'exploitation des étangs ont donc été imaginées pour surmonter les obstacles climatiques limitant le traitement des eaux usées.

Le problème du traitement biologique des eaux usées dans les régions froides a fait l'objet d'une étude assez détaillée pour orienter la conception et l'exploitation des installations de traitement. Même si l'activité biologique est beaucoup plus lente en hiver, l'utilisation d'étangs est quand même perçue comme la meilleure façon d'envisager le traitement des eaux usées dans les régions nordiques parce que:

a) les investissements et les coûts d'exploitation sont minimes;
b) les besoins d'entretien sont minimes;
c) les besoins d'énergie sont minimaux;
d) il n'est pas besoin d'avoir recours à des exploitants spécialisés;
e) des terrains peu coûteux sont disponibles;
f) et les petites populations sont adéquatement desservies.

1.2 Inventaire des étangs canadiens

On trouve de nombreux étangs dans les régions les moins densément peuplées du Canada parce qu'ils constituent la méthode de traitement des eaux usées la moins coûteuse. Près de la moitié des systèmes d'épuration dont on fait état au Canada sont des étangs de stabilisation, l'Alberta, le Manitoba, la Saskatchewan, les Territoires du Nord-Ouest et le Yukon y ayant recours dans une large mesure (70 p. 100 ou plus) pour épurer leurs eaux usées (tableau 1). En 1981, on dénombrait 868 réseaux d'étangs au Canada[4, 6].

L'Inventaire national des ouvrages d'épuration des eaux usées et des réseaux d'eaux usées municipaux au Canada comprend les données qui suivent, réparties par agglomération: population totale, populations avec services municipaux, type d'installations de traitement (y compris les étangs), débit moyen et autres données pertinentes[4]. On peut consulter le rapport présenté par Smith et Christensen[5] en 1982 si l'on désire des renseignements portant expressément sur le Yukon et sur les Territoires du Nord-Ouest.

1.3 Dossier sur le rendement

Nous connaissons la source d'une multitude de données sur le rendement. Cependant, l'information contenue dans les rapports présente un inconvénient majeur: elle expose les paramètres saisonniers comme des données discrètes simples, d'où la difficulté

TABLEAU 1 UTILISATION DES ÉTANGS AU CANADA EN 1981[4, 6]

Lieu	Nombre d'étangs	Pourcentage d'étangs par rapport à l'ensemble des installations de traitement
Alberta	278	84
Colombie-Britannique	34	31
Manitoba	127	85
Nouveau-Brunswick	58	63
Terre-Neuve	1	2
Territoires du Nord-Ouest	15	71
Nouvelle-Écosse	14	16
Ontario	128	33
Île-du-Prince-Édouard	17	9
Québec	59	21
Saskatchewan	129	92
Yukon	8	70
Canada	868 (total)	48 (moyenne)

qu'il y a à tirer des conclusions ou à établir statistiquement des relations significatives sur le rendement. On obtient au mieux des statistiques de variabilité pour les paramètres clés du rendement comme la DBO, les MS (matières en suspension), les substances nutritives et les microorganismes indicateurs.

On présente au tableau 2 un état sommaire du rendement des étangs exploités dans les Territoires du Nord-Ouest et au Yukon en 1981. D'autres rapports de rendement pertinents que nous avons consultés sont résumés au tableau 3. L'étude de ces tableaux montre une incohérence quant au rendement signalé pour les étangs aménagés dans les régions froides et révèle que leur rendement pendant les mois d'été est comparable à celui des installations aménagées dans les régions chaudes du Sud. On trouvera dans Dawson[7] un résumé fidèle du rendement des étangs des Territoires du Nord-Ouest.

TABLEAU 2 RÉSUMÉ DU RENDEMENT DES ÉTANGS AU NORD DU 60e PARALLÈLE

Endroit	Latitude (approx.)	Population tot./ desservie	Système de collecte	Type d'étang	Nombre de compar-timents	Mode d'exploit.	Mode de débit	Temps de séjour (d)	Charge organique quot. en DBO (kg)	Élimination de la DBO_5 (%)	Élimination des MS (%)	Remarques
Baker Lake (T.N.-O.)	64° 18' N	1 062/1 062	rés./sac	facultatif	2	en série	continu	1891				Lacs naturels
Enterprise (T.N.-O.)	60° 15' N	40/40	rés.	anaér.	1	—	continu					Étang naturel
Eskimo Pt. (T.N.-O.)	61° 05' N	994/994	rés./sac	anaér.	1	—	continu					Étang mod.
Ft. Franklin (T.N.-O.)	65° 11' N	545/545	rés./sac	anaér.	1	—	intermit.	180				Débits print. et automnal
Ft. McPherson (T.N.-O.)	67° 27' N	739/200	can./rés./sac	autre	1	—	continu					Lac naturel
Ft. Norman (T.N.-O.)	64° 54' N	359/359	rés./sac	facultatif	1	—	continu					
Ft. Providence (T.N.-O.)	61° 21' N	554/554	rés.	anaér./ facultatif	4	en par./en sér.	intermit.	365				Débit print.
Ft. Smith (T.N.-O.)	60° 00' N	2 297/2 297	can.	anaér./ facultatif	3	en par./en sér.	continu	90	24/ha	50-90	80-95	
Hay River (T.N.-O.)	60° 51' N	3 129/3 129	can.	anaér.	3	en par./en sér.	continu					
Inuvik (T.N.-O.)	68° 21' N	2 929/2 929	can.	facultatif	1	--	continu		16/ha	70-90	85	
Pine Pt. (T.N.-O.)	60° 50' N	1 647/1 647	can.	anaér.	2	en série	continu					
Rae (T.N.-O.)	62° 50' N	1 350/1 350	sac	facultatif	1	—	aucun	long				Agglomé-rations jumelles

TABLEAU 2 (suite)

Endroit	Latitude (approx.)	Population tot./ desservie	Système de collecte	Type d'étang	Nombre de compar-timents	Mode d'exploit.	Mode de débit	Temps de séjour (d)	Charge organique quot. en DBO (kg)	Élimination de la DBO_5 (%)	Élimination des MS (%)	Remarques
Edzo (T.N.-O.)	62° 50' N		can.	facultatif	2	en par./en sér.	continu	51				
Tuktoyaktuk (T.N.-O.)	69° 27' N	762/762	sac/rés.	autre	1	—	aucun	long				Lac naturel
Yellowknife (T.N.-O.)	62° 28' N	9 550/9 140	can.	facultatif								Système de lac naturel
Niven Lake Faro (Yukon)	62° 11' N	1 800/1 800	—	anaér./fac.	—	—	—					
Haines Jct. (Yuk.)	60° 45' N	450/350	—	anaér.	—	—	—					
Teslin (Yuk.)	60° 10' N	300/150	—	anaér./fac.	—	—						
Watson Lake, (Yuk.)	60° 02' N	809/600	—	facultatif	2	en série	intermit.			50		Débit bimensuel
Whitehorse (Yuk.)	63° 43' N	16 929/15 200										
Crestview		/200		anaér./fac.	—	—	—	—	—	—	—	
Porter Creek		/5 000		anaér.	4	en série	continu	17	—	39	53	
Whitehorse		/10 000	can.	anaér.	4	en par./en sér.	continu	20	0,01/m^3	41	60	

TABLEAU 3 RÉSUMÉ DU RENDEMENT PASSÉ D'ÉTANGS TYPES

Endroit	Latitude (approx.)	Population totale desservie	Type d'étang	Nombre de compar-timents	Mode d'expl.	Mode de débit	Temps de séjour (d)	Charge organique quot. en DBO (kg)	Élimination de la DBO (%)*	Élimination des MS (%)*
Moose Jaw (Sask.)	50° 20' N	35 000	anaér. aérobie	2 2	en par. en par.	continu intermit.	7 93	1212/ha 54/ha	40 85	65 65
Hay River (T.N.-O.)	60° 51' N	1 700	anaér.	2	en par./en sér.	continu	5	0,03/m^3	43	81
Fayette (Missouri)	40° 00' N	3 144	facultatif	6	en par./en sér.	continu	88-150	20-100/ha	72-90	—
Canora (Sask.)	52° 00' N	—	facultatif	1	—	—	—	12/ha	66-100	78-95
Wynyard (Sask.)	52° 00' N	—	facultatif	2	en série	—	—	—	85	37
Kamsack (Sask.)	52° 00' N	—	facultatif	1	—	—	—	13/ha	50-95	21-79
Daysland (Alb.)	52° 00' N	350	anaér.	1	—	continu	6,0	3000/ha	50	—
Stony Plain (Alb.)	52° 00' N	1 040	anaér./fac.	4	en série	continu	200	10-5000/ha	69-98	—
Calmar (Alb.)	52° 00' N	600	anaér./fac.	2	en série	continu	65	100/ha	72	—
Holden (Alb.)	52° 00' N	450	facultatif	1	—	continu	275	22/ha	72-82	
Lacombe (Alb.)	52° 00' N	2 835	facultatif	1	—	continu	205	28/ha	38-82	—

* Élimination moyenne, des mois d'hiver aux mois d'été.

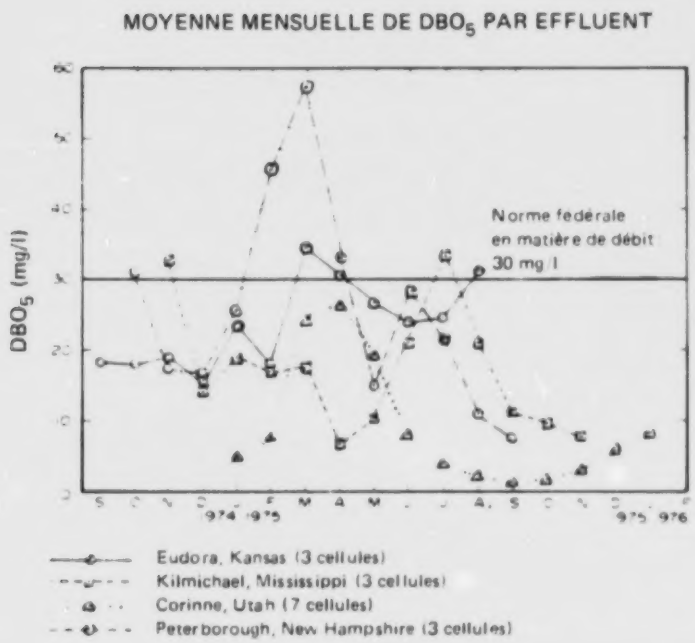
Certaines sources n'indiquent pas si les chiffres dont on fait état sont fondés sur des moyennes ou sur des échantillons individuels pris au hasard. Il est souvent difficile de déterminer la charge organique, étant donné que le débit est rarement mesuré et que la géométrie de l'étang n'est pas présentée (tableaux 2 et 3).

Un autre problème réside dans l'utilisation de la réduction en pourcentage de la DBO, des MS et des bactéries coliformes. En règle générale, on compare les teneurs des eaux à traiter et des eaux traitées, mais souvent, dans un système à compartiments multiples, le signalement des valeurs de l'effluent final et des éléments entre les compartiments n'est pas évident. Bien souvent, aussi, aucune distinction n'est faite entre les données sur la demande biologique d'oxygène de l'eau filtrée et non filtrée, ce qui modifie considérablement l'interprétation qu'on en fait. McKinney n'a pas tenu compte du rapport eaux à traiter/effluent dans les systèmes de traitement fonctionnant avec des algues, parce que cette méthode n'est pas pertinente dans ce cas précis[8].

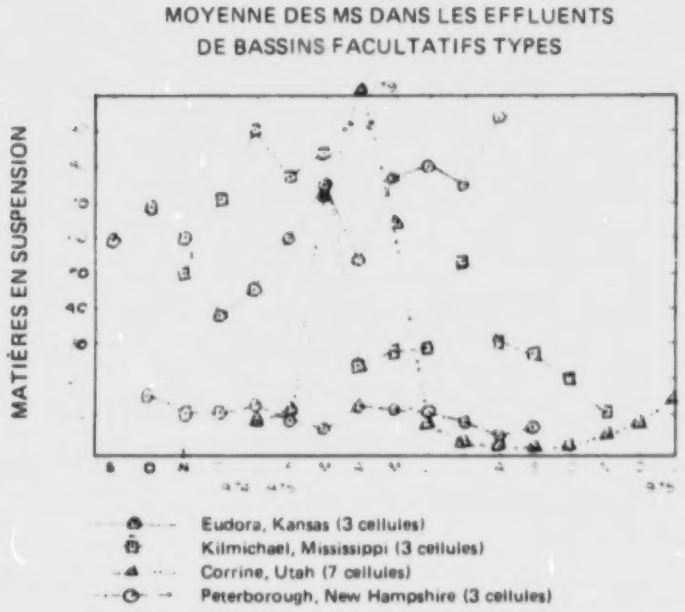
Pour la réduction des coliformes, l'utilisation des logarithmes décimaux est préférable. Toutefois, on y a rarement recours à cause de l'interprétation erronée des données que cela entraîne. Par exemple, pour une réduction de 90 p. 100 de 10^7 organismes par 100 ml, on peut obtenir une valeur de 10^6 organismes par 100 ml. Ce rendement impressionnant ne correspond en fait qu'à une réduction unitaire par logarithme décimal[9].

Chaque palier de gouvernement possède ses propres normes en matière d'effluents. Pour le gouvernement des T.N.-O., la qualité des effluents est déterminée par la capacité de dilution des milieux récepteurs[10]. Les besoins en DBO des effluents varient de 30 mg/l pour les petits cours d'eau à 600 mg/l pour les émissaires marins. De même, les MS des effluents permissibles varient de 35 à 725 mg/l. Les niveaux permis pour l'ensemble des coliformes varient de moins de 1000/100 ml à l'infini. Dans les étangs de stabilisation dont la température est maintenue entre 15 °C et 20 °C, on peut obtenir les niveaux minimaux, pourvu que les techniques de conception et d'exploitation soient adéquats.

En hiver, la présence d'une couverture de glace et de neige, ainsi que des eaux dont les températures avoisinent le point de congélation font que le rendement des étangs n'est plus comparable qu'à celui des décanteurs. L'élimination réduite de la DBO, des MS et des coliformes fécaux dans les bassins facultatifs types des régions froides est illustrée à la figure 1. C'est pour cette raison que la plupart des étangs sont conçus en fonction d'un débit intermittent et contrôlé, et que les temps de séjour sont longs (jusqu'à deux ans).

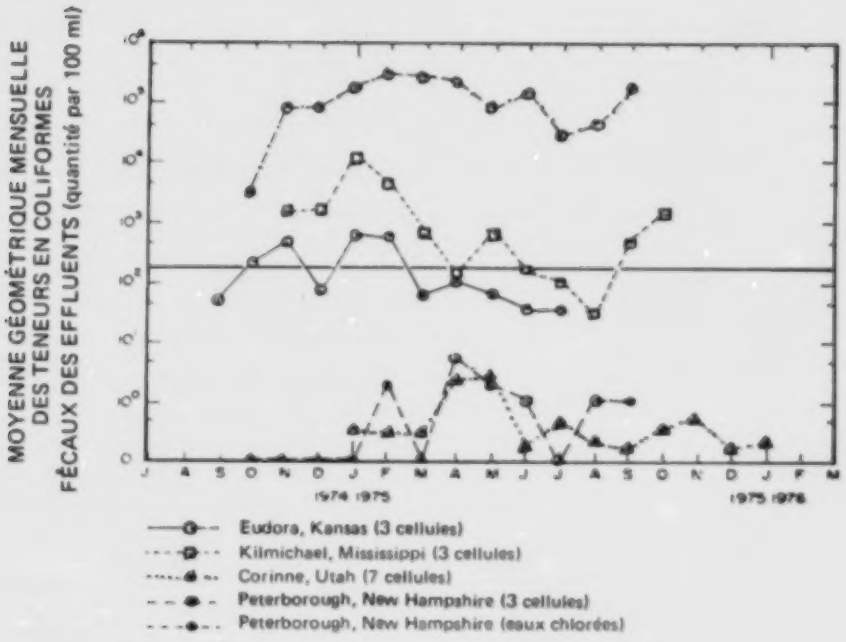


A. Demande biochimique en oxygène (DBO)



B. Matières en suspension

FIGURE 1 VARIATIONS SAISONNIÈRES DU RENDEMENT[11]



C. Coliformes fécaux

FIGURE 1 (suite)

La documentation existante montre bien que le rendement de nombreux réseaux d'étangs est réduit par les problèmes suivants:

a) impossibilité de respecter les normes touchant les effluents pendant les mois d'hiver,
b) odeurs,
c) accumulation de boues,
d) érosion,
e) insécurité,
f) insectes,
g) et perte d'eau.

2 THÉORIE DU LAGUNAGE

Les bassins facultatifs, dont la zone aérobie de surface contient des algues autotrophes photosynthétiques et des bactéries aérobies, sont les bassins les plus utilisés au Canada (figure 2). Les bactéries et les algues existent en symbiose, les bactéries produisant le bioxyde de carbone utilisé par les algues comme source de carbone. Les algues produisent ensuite de l'oxygène et de nouvelles cellules dans les conditions d'éclairage appropriées.

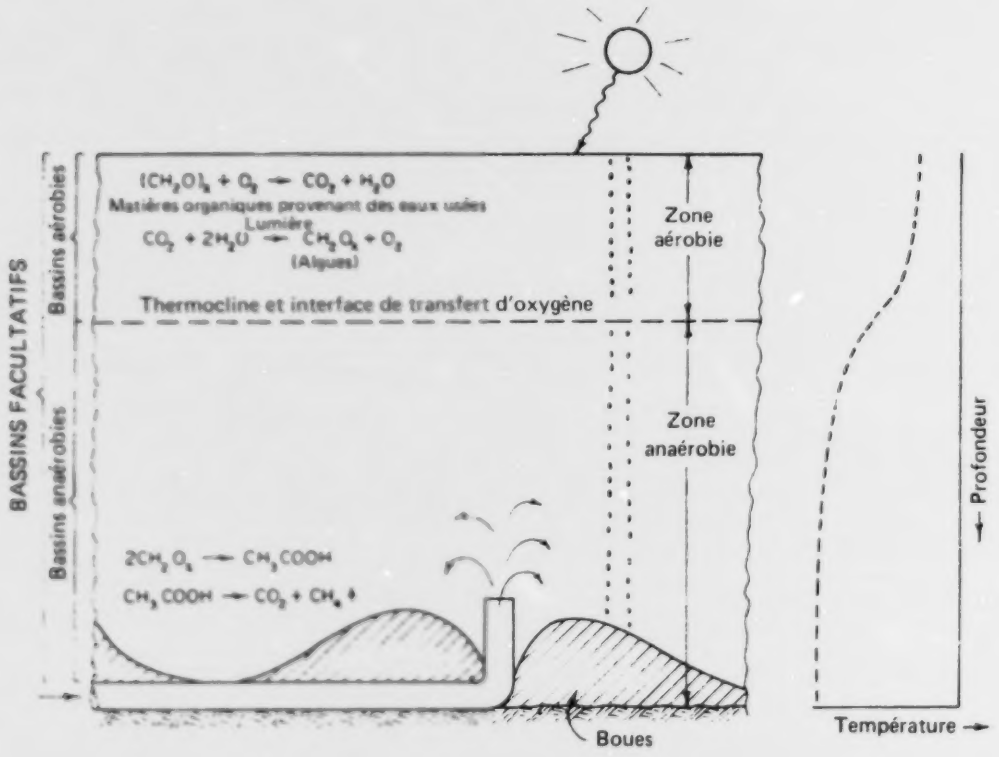


FIGURE 2 SCHÉMA D'UN BASSIN FACULTATIF[12]

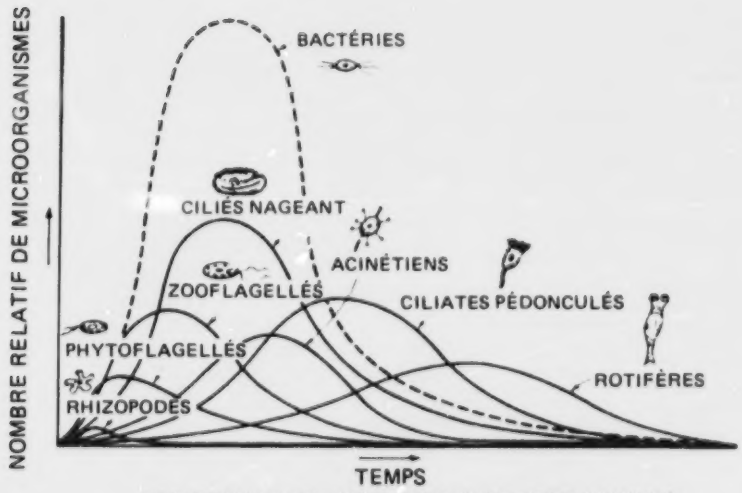
Le milieu benthique du bassin facultatif contient des bactéries anaérobies obligatoires qui digèrent les dépôts de matières solides et la matière cellulaire. Dans la "zone de transition", on trouve une population de bactéries anaérobies mixtes transformant par métabolisme les matières organiques en suspension. La digestion anaérobie des boues du milieu benthique a un effet important sur l'accumulation des boues des

étangs aménagés dans les régions froides, où la cadence du processus est fortement réduite aux températures inférieures à 19 °C. Les sections qui suivent décrivent les processus qui interviennent tant dans les zones aérobies que dans les zones anaérobies.

2.1 Microbiologie

Deux principaux types de cellules microbiennes assurent la stabilisation des déchets dans un système d'étangs de traitement d'eaux usées: les Eucaryotes (cellules ayant une membrane nucléaire) et les Procaryotes (cellules dépourvues de membrane nucléaire). Les bactéries et les Cyanophycées (algues bleues) sont des Procaryotes et des algues, tandis que les fungidés et les protozoaires sont des Eucaryotes.

Le rendement est maximal lorsqu'on est en présence d'un mélange approprié de microorganismes. Un mélange caractéristique de boues activées est présenté à la figure 3. Le mélange de populations est semblable à celui qui se produit dans une région aérobie d'un bassin facultatif, sauf pour ce qui est des algues.



CROISSANCE RELATIVE DES MICROORGANISMES
DANS LA STABILISATION DES DÉCHETS ORGANIQUES LIQUIDES

Remarque. — Pour des raisons de clarté, le nombre de microorganismes est supérieur à ce qu'il devrait être.

FIGURE 3 MÉLANGE TYPE DE POPULATIONS DANS LE CAS DE BOUES ACTIVÉES[13]

2.1.1 Bactéries. - Metcalf et Eddy ont constaté que les bactéries aérobies d'un bassin facultatif ressemblent à celles des boues activées et que les bactéries anaérobies sont identiques à celles que l'on retrouve dans les digesteurs anaérobies[2]. Les bactéries des boues activées sont surtout des organismes hétérotrophes à gram négatif, mais on compte aussi un certain nombre de microorganismes autotrophes. Ces bactéries comprennent des espèces des genres suivants: Pseudomonas, Zooglées, Achromobacter, Flavobacterium, Nocardia, Bdellovibrio et Mycobacterium. Le groupe des autotrophes comprend des membres des genres Nitrosomonas et Nitrobacter[2, 14]. Les bactéries aérobies les plus communes dans les bassins facultatifs sont: l'espèce Pseudomonas, Vibrio, Aeromonas et Chromobacterium.

Les Cyanophycées (communément appelées "algues bleues") sont des bactéries aérobies qu'on trouve dans les étangs, mais non dans les boues activées. Tout comme les algues, les Cyanophycées peuvent assimiler des composés organiques simples en utilisant le bioxyde de carbone comme principale source de carbone, ou se développer dans un milieu entièrement organique. Les Cyanophycées produisent de l'oxygène comme produit secondaire de la photosynthèse, fournissant ainsi une source d'oxygène aux autres organismes. Oscillatoria et Anabaena, autotrophes photosynthétiques nonmotiles, incapables de se développer dans l'obscurité et dans les substances organiques, constituent des exemples caractéristiques des Cyanophycées qu'on retrouve en grand nombre dans les étangs[15, 16].

La conversion des composés de sulfure odorants en soufre élémentaire ou en sulfate par les bactéries du soufre est un facteur important dans le contrôle des odeurs des étangs mixtes et anaérobies. Parmi les bactéries aérobies qui oxydent le sulfure, il y a les genres Thiopedia, Thiocapsa et Chromatium (bactéries du soufre violettes et vertes)[8]. D'autres groupes de microorganismes interviennent dans la réduction du soufre. Ces anaérobies comprennent Desulfovibrio, réducteur du sulfate le plus commun.

La zone anaérobie contient deux groupes principaux d'organismes obligatoires: les bactéries dites acidogènes et les organismes producteurs de méthane. Les bactéries acidogènes qui transforment les matières organiques complexes en alcools et en acides simples comprennent des membres des genres Clostridrium, Peptococcus, Actinomycètes, Bifidobacterium et Corynebacterium. L'activité de ces bactéries est importante, parce qu'elle procure un des substrats servant à la réduction finale des matières organiques en méthane gazeux par la bactérie méthanogène. Methanobacterium, Methanococcus, Methanospirillum et Methanosarcina[2, 17] comptent parmi les organismes méthanogènes.

Les bactéries acidogènes ne limitent pas la vitesse de la décomposition anaérobie et ne demandent pas de températures thermophiles pour atteindre une croissance optimale comme c'est le cas pour les bactéries méthanogènes. Les bactéries acidogènes maintiennent en outre une gamme de pH quasi optimale pour leur existence par leur propre production d'acide. Schneiter et ses collaborateurs ont émis l'hypothèse que les bactéries psychrophiles facultatives prennent part à la réduction du volume des boues dans les étangs aérés de l'Alaska[18].

Les populations microbiennes des étangs réagissent plus aux changements de milieu naturel que celles des stations d'activation des boues. Les variations saisonnières de température et de lutte pour la nourriture déterminent en grande partie le groupe dominant d'organismes. Le genre Pseudomonas, par exemple, domine à cause de son aptitude à utiliser une grande diversité de substrats organiques[15].

2.1.2 Algues. - Les algues constituent un groupe d'organismes autotrophes qui utilisent des substances nutritives inorganiques comme les phosphates, le bioxyde de carbone et l'azote, et qui possèdent généralement des pigments photosynthétiques.

Trois principaux groupes d'algues peuplent les étangs: les Chlorophycées (algues vertes), les Euglenophyta (algues euglénoides) et les Chrysophycées (algues de couleur vert jaunâtre et brun-or).

Les algues qu'on trouve dans les étangs font l'objet d'une riche documentation[19 à 23]. Gloyna a constaté que les chlorelles, Scenedesmus et Chlamydomonas sont les algues vertes les plus courantes, qu'Euglena est l'algue euglénoide la plus commune et que Nitzschia est la plus courante chez les algues de couleur brun verdâtre[24]. Euglena et Chlamydomonas sont les algues les plus résistantes. Si l'éclairage est suffisant, les conditions aérobies peuvent être maintenues en hiver, comme le confirme la présence d'algues psychrotrophes viables sous la couverture de glace.

Ensemble, les algues et les bactéries constituent les éléments essentiels de l'exploitation efficace de bassins de stabilisation. Les bactéries réduisent, tant de façon aérobie que de façon anaérobie, les composantes des déchets organiques complexes en produits simples que les algues peuvent alors utiliser. Les algues produisent à leur tour l'oxygène nécessaire pour maintenir le milieu aérobie dont la bactérie a besoin pour remplir ses fonctions d'oxydant.

Uhlmann a étudié la production de phytoplancton dans les eaux hypereutrophes en reproduisant en laboratoire les conditions qu'on retrouve dans les bassins d'eaux usées[25]. Dans des conditions optimales de substances nutritives, de température, de

temps de séjour et d'éclairage, la masse d'algues n'a jamais atteint les concentrations prédites. Cela fut attribué à un zooplancton prédateur (crustacés, rotifères).

La concentration des algues était fonction des espèces d'algues, du pH et de la teneur en oxygène dissous.

2.1.3 Protozoaires et animaux supérieurs. - Les étangs renferment des protozoaires, des crustacés et des rotifères comme Paramecuim, Glaucoma, Euplotes, Colpidium et les ciliates pédonculés Vorticella. Les protozoaires ciliés (Ciliata) sont très mobiles et adaptés à la capture efficace des bactéries.

Les crustacés filtrent de grandes quantités d'eau pour se nourrir de bactéries et d'algues. La daphnie est le crustacé le plus important, mais on trouve aussi d'autres genres comme Cyclops, Diatomus et Moina.

Les rotifères sont les nécrophages des étangs, et ils nettoient de grandes quantités de particules organiques, d'algues, de bactéries et de débris cellulaires.

2.2 Conversions biochimiques

Les cellules microbiennes composées d'acides nucléiques, d'hydrates de carbone, de protéines et de lipides contiennent environ 50 p. 100 de carbone, 20 p. 100 d'oxygène, de 10 p. 100 à 15 p. 100 d'azote, de 8 p. 100 à 10 p. 100 d'hydrogène, de 1 p. 100 à 3 p. 100 de phosphore, de 0,5 p. 100 à 1,5 p. 100 de soufre et de nombreux métaux à l'état de traces lorsqu'on considère le poids sec[26]. La matière cellulaire est couramment exprimée par les formules chimiques $C_5H_7O_2N$ et $C_5H_9O_{2,5}N$[8, 17].

La stabilisation aérobie des matières organiques d'un réseau de bassins peut s'exprimer par les deux équations simplifiées suivantes:

$$5CO_2 + 3H_2O + NH_3 \rightarrow C_5H_9O_{2,5}N + 5{,}25O_2 \qquad (1)$$

$$6(CH_2O)_x + 5O_2 \rightarrow (CH_2O)_x + 5CO_2 + 5H_2O \qquad (2)$$

La première équation décrit l'activité des algues. La deuxième représente le métabolisme aérobie des bactéries hétérotrophes.

L'aérobie obligatoire Thiobacillus est capable d'oxyder le sulfure. L'existence de cet organisme dépend de concentrations adéquates d'oxygène et de sulfure, mais, comme l'oxygène moléculaire oxyde rapidement le sulfure, on retrouve rarement les conditions favorables à sa croissance dans les étangs.

Les conversions biochimiques anaérobies impliquent la réduction de composés organiques en acides organiques (équation 3) et une production subséquente de méthane (équation 4).

$$5(CH_2O)_x \rightarrow (CH_2O)_x + 2CH_3COOH \quad (3)$$

$$2,5CH_3COOH \rightarrow (CH_2O)_x + 2CH_4 + 2CO_2 \quad (4)$$

La réduction des sulfates (équation 5) et l'oxydation des sulfures (équation 6) causent des odeurs désagréables.

$$1,5CH_3COOH + SO_4 \rightarrow (CH_2O)_x + H_2S + 2CO_2 + 2OH^- \quad (5)$$

$$2(CH_2O)_x + 2CO_2 + 2H_2S \rightarrow 4(CH_2O)_x + 2H_2O + 2S \quad (6)$$

Stumm et Morgan ont étudié les effets de la respiration aérobie et de la photosynthèse sur l'alcalinité d'un système aqueux[27]. Les effets qualitatifs des divers processus biochimiques sur l'alcalinité sont résumés au tableau 4.

TABLEAU 4 PROCESSUS INFLUANT SUR L'ALCALINITÉ[27]

Processus	Changement de l'alcalinité
Respiration aérobie (sans décomposition de nitrite ou de nitrate)	Aucun
Photosynthèse (sans assimilation d'ammoniac)	Aucun
Nitrification	Diminution
Dénitrification	Augmentation
Oxydation des sulfures	Diminution
Oxydation des sulfates	Augmentation

L'évolution ou la consommation de bioxyde de carbone dans un système aqueux ne semblent pas en changer l'alcalinité, étant donné l'absence de protons. Donc, la décomposition aérobie par les organismes hétérotrophes va produire du bioxyde de carbone, ce qui abaisse le pH sans modifier l'alcalinité. De même, la croissance des algues entraîne une consommation de bioxyde de carbone, ce qui fait augmenter le pH. Ici encore l'alcalinité du système va demeurer inchangée à moins que l'on augmente le pH jusqu'à ce que le carbonate de calcium se dépose par précipitation et cause une réduction de l'alcalinité. L'activité biologique est interrompue lorsque la valeur du pH est supérieure à 10. La nuit, les algues produisent du bioxyde de carbone, ce qui fait baisser le pH. Pour que le processus biologique se déroule efficacement, il faut absolument que le taux d'alcalinité soit suffisant pour amortir les variations diurnes du pH.

Les processus biologiques parviennent généralement à éliminer efficacement les matières colloïdales, sauf pendant les périodes de basse température. La floculation biologique est un mécanisme important qui favorise l'adsorption et la sédimentation. Al-Layla et Middlebrooks ont constaté qu'il y a floculation spontanée des algues à des températures supérieures à 10 °C en présence de 100 mg/l d'alun[28]. Il n'y a toutefois pas eu d'étude en profondeur du sujet, relativement aux bassins de stabilisation des eaux usées.

Les processus de nitrification et de dénitrification se produisent dans les étangs et sont définis par les réactions biochimiques des équations 7, 8 et 9[29]. Les processus des équations 7 et 8 exigent des conditions aérobies, tandis que des bactéries facultatives suffisent pour que le processus exprimé par l'équation 9 survienne.

$$2NH_3 + 3O_2 \rightarrow 2NO_2^- + 2H + 2H_2O \qquad (7)$$

$$2NO_2^- + O_2 \rightarrow 2NO_3^- \qquad (8)$$

$$NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2 \qquad (9)$$

Les bactéries des genres Nitrosomonas et Nitrobacter sont responsables de la nitrification. De nombreux organismes facultatifs tels Pseudomonas, Achromobacter, Flavobacterium et Bacillus réalisent la dénitrification.

Un modèle mathématique mis au point par Reed décrit l'élimination de l'azote à différents degrés de température et de pH[30]. Des constantes de taux distinctes ont été évaluées pour des températures de 4 °C, de 8 °C et de 24 °C. Des tests dans lesquels ont été utilisées des données de l'Alberta ont donné d'assez bons résultats. Reed a indiqué que l'équation d'élimination peut s'appliquer à des réseaux de bassins caractéristiques des régions arctiques, subarctiques et tempérées.

2.3 Décantation

La décantation est le processus physique le plus important à survenir dans un bassin. Les termes coagulation et floculation décrivent respectivement la déstabilisation et le transport associés à l'élimination des matières solides. Quatre types de sédimentation ont été établis:

Type I - Décantation des particules grenues

Dans ce type de décantation, du grit se dépose dans le voisinage de l'entrée d'un bassin où la vitesse du débit décroît essentiellement jusqu'à zéro[11]; ce type de décantation est décrit par la loi de Stokes.

Type II - Décantation des particules floculées

Ce type de sédimentation est important pour l'élimination des matières solides en suspension. Pour une clarification maximale[31], le procédé dépend beaucoup de la profondeur et du temps de séjour. Des matières solides dispersées ayant diverses caractéristiques physiques et chimiques font graduellement l'objet d'une floculation au fur et à mesure qu'il y a agglomération et que les particules plus rapides rattrapent les plus lentes[16].

Type III - Décantation en piston

Ce type de décantation se produit au fond de la tranche d'eau où les teneurs en matières solides en suspension sont les plus fortes. La décantation en piston décrit le passage entre la décantation des particules floculées et la compression des boues. Il y a une augmentation de la consommation d'oxygène, amenant les conditions anaérobies qu'on trouve dans les boues sous-jacentes.

Type IV - Compression des boues

La compression des boues se produit lentement et résulte de l'épaississement qui s'opère à l'intérieur des boues décantées. Vu que les dépôts de boues sont de nature anaérobie et gélatineuse, ils sont difficiles à déshydrater.

Selon les rapports, la clarification de type II permet d'éliminer régulièrement de 40 p. 100 à 70 p. 100 des matières en suspension des bassins facultatifs[32 à 35], ce qui revient à un traitement primaire. La clarification de type II n'élimine pas les particules colloïdales qui suivent un processus de décantation très lent et qui demeurent en suspension vu leur petite taille et leur forte charge électrostatique. Il faudra transformer ces particules en une forme appropriée pour en obtenir la décantation. L'accumulation des boues réduit le volume des bassins, ce qui peut réduire le temps de séjour et la durée utile du bassin.

3 TYPES DE PERGÉLISOLS ET DE SOLS

Le terme pergélisol a été défini par Johnston comme "la condition thermique d'un sol ou d'une masse rocheuse qui présentent des températures inférieures à 0 °C pendant au moins deux hivers consécutifs, été compris[36]". On distingue trois types de pergélisols: le pergélisol continu, le pergélisol discontinu et le pergélisol sporadique. On les décrit en fonction de l'augmentation annuelle moyenne de la température du sol. Le pergélisol continu se retrouve là où la température varie entre -5 °C et -15 °C, tandis que le pergélisol discontinu se retrouve dans les régions où la température se situe entre quelques fractions de degrés sous zéro et -5 °C. On parle aussi de pergélisol "froid" (plus bas que -4 °C) et de pergélisol "chaud" (de -4 °C à près de 0 °C)[37]. Quant au pergélisol sporadique, il se présente lorsque le climat et le terrain le permettent. La répartition du pergélisol au Canada est illustrée à la figure 4.

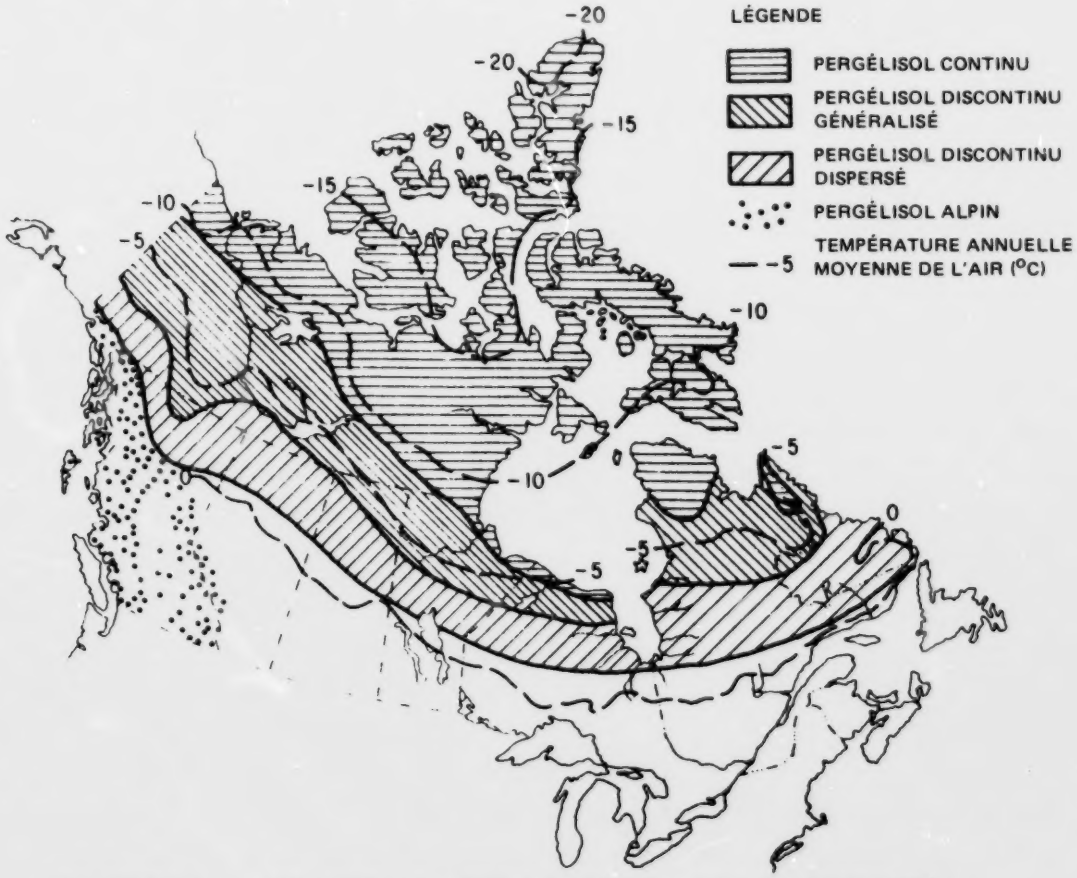


FIGURE 4 RÉPARTITION DU PERGÉLISOL AU CANADA[39]

La courbe caractéristique en "trompette" du régime des températures du sol dans une région de pergélisol est illustrée à la figure 5. Seuls les minimums et les maximums moyens mensuels sont représentés sur la courbe. Une couche peu profonde de sol dégèle chaque été pour former une couche active (mollisol) dont l'épaisseur varie selon les conditions climatiques. Brown a étudié en détail les facteurs qui influent sur la profondeur de la couche active[38].

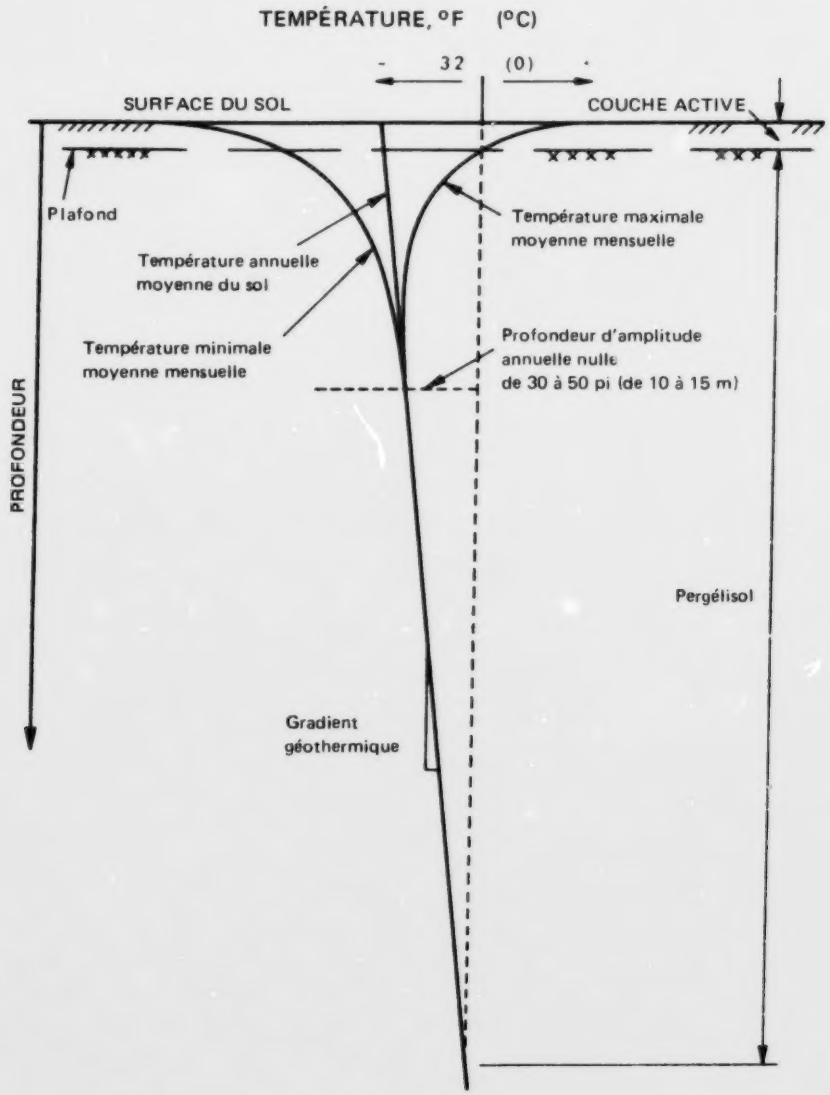


FIGURE 5 RÉGIME DES TEMPÉRATURES CARACTÉRISTIQUES DU SOL DANS LES RÉGIONS OÙ L'ON TROUVE DU PERGÉLISOL[37]

La résistance, la déformation et la perméabilité d'un sol gelé sont bien différentes de celles d'un sol non gelé. La composition granulométrique des sols détermine les changements de régime thermique des sols causés par les étangs. De nombreux types de sables et de graviers ont dans leurs espaces porifères une quantité limitée de glace qui, au dégel, n'a pas de conséquence néfaste. En revanche, des sols limoneux et argileux riches en glace ne sont pas souhaitables s'ils sont dans un état de dégel parce que l'excès d'eau peut créer de fortes pressions de l'eau interstitielle et conduire à des conditions de sol instables. Les sols fins sont acceptables s'ils sont dépourvus de pergélisol, comme dans les régions voisines de grandes rivières, de grands lacs ou de l'océan où la transmission de la chaleur risque de provoquer le dégel des sols. Ces sols sont également acceptables si leur dégel ne cause pas de pressions d'eau excessives sur les pores.

Pour décrire les échantillons de sols, il convient d'utiliser le système de classification des sols gelés de Linell et Kaplar[40] qui comporte trois étapes:

a) utilisation du système unifié de classification des sols mis sur pied par le "U.S. Army Corps of Engineers" pour décrire la phase du sol, sans référence à son état de gel;

b) description des caractéristiques du sol gelé, qui comprend une description de la glace, qu'elle soit visible ou non, et de ses effets sur la matrice du sol;

c) description de la glace lorsqu'elle apparaît en couches de plus de 25 mm d'épaisseur, y compris la description des inclusions du sol et des types de sols.

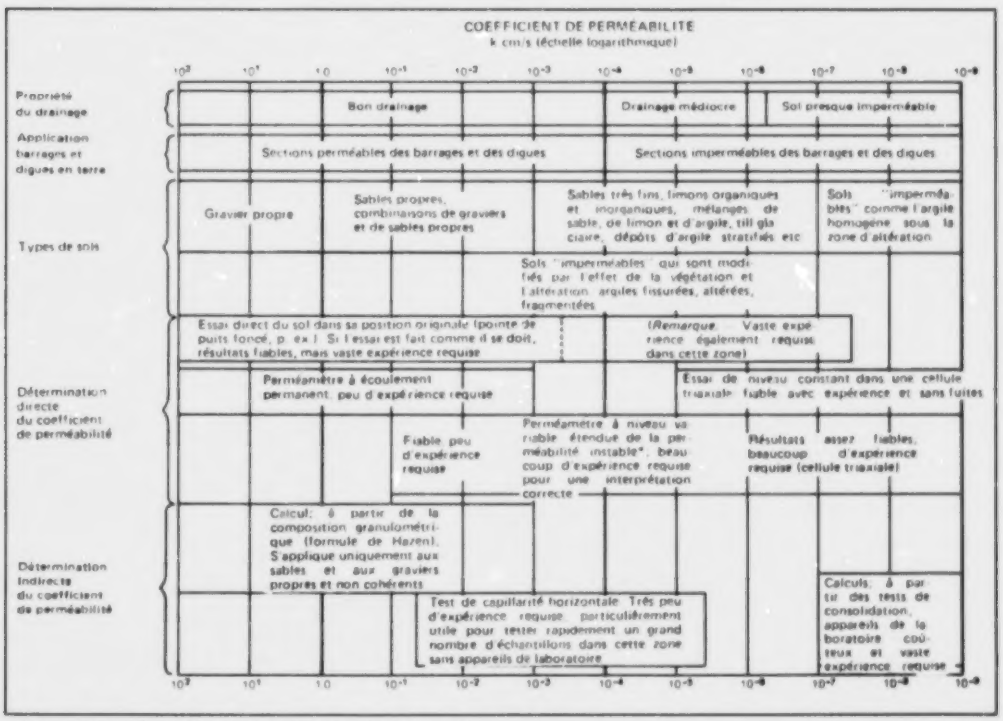
Dans les régions septentrionales, le sol de surface se compose de matières organiques décomposées et désagrégées. Sa forte compressibilité et son état hydrométrique important font qu'on ne peut pas tellement y aménager de bermes, à moins de prendre des précautions spéciales. On peut se servir de tourbe comme matériau de construction dans le cas des structures de réservoirs de retenue, mais il faut alors éviter les déformations excessives.

On a constaté que la compressibilité et la perméabilité sont des facteurs importants lorsqu'on examine la possibilité de construire des bermes sur des dépôts de tourbe. Il peut être utile de recourir à cette méthode lorsque le niveau inférieur de la tourbe est épais et le nombre de matériaux de construction limité.

Il existe des sols fins en limon et en argile qui présentent une perméabilité réduite et une plus grande gélivité que les sols à gros éléments. Les réservoirs de retenue aménagés sur des sols fins ont des pertes liquides réduites, mais ils peuvent subir un

tassement causé par le gel au fur et à mesure que le fond du bassin se réchauffe. En l'absence de pergélisol, comme dans les fenêtres de fonte, le tassement dû à la consolidation peut être très important dans le cas des sols fins saturés.

Les sols à gros éléments comprennent le sable et le gravier, caractérisés par un coefficient de perméabilité important. Les sols bien gradués à gros éléments sont facilement compactés et forment des structures stables. Les fondations établies sur ces types de sols ne présentent généralement pas de problèmes de tassement ou de soulèvement par le gel. Il faut obturer les bassins construits à partir de gros éléments ou aménagés sur de tels sols pour éviter le suintement et les défauts de remblais des admissions et des sorties d'eau. L'échelle des coefficients de perméabilité de certains sols caractéristiques est résumée à la figure 6.



* À cause de la migration des particules fines, des cailloux et de l'air des vides

Perméabilité, drainage, type de sols et méthodes pour déterminer le coefficient de perméabilité

FIGURE 6 VALEURS DE PERMÉABILITÉ DES SOLS(41)

À l'état gelé, les sols à gros éléments présentent généralement une résistance accrue et une perméabilité réduite. Si la teneur en glace du sol est élevée, cela peut produire une déformation importante lorsque le sol doit supporter une charge. Ces types de sols gelés ne sont généralement pas utilisés parce qu'il est presque impossible d'en empêcher le dégel. Lorsque le dégel survient, les propriétés associées au gel disparaissent, ce qui risque de créer des conditions d'instabilité.

4 FACTEURS INFLUANT SUR LE RENDEMENT DES ÉTANGS

4.1 Influences climatiques

L'utilisation d'étangs pour le traitement des eaux usées est répandue dans tout l'hémisphère Nord, des tropiques à l'Arctique. Or, comme chaque climat exerce ses effets particuliers, il faut en tenir compte dans la conception et l'exploitation de ces étangs. Les conditions climatiques ont donc un effet marqué sur le rendement des étangs de stabilisation.

4.1.1 Température. - La température est le facteur qui a le plus de répercussions sur le rendement des étangs. Elle influe non seulement sur les processus biologiques et physico-chimiques, mais aussi sur la couverture de glace, la densité de l'eau, son brassage et la répartition des populations biologiques. Le froid ralentit l'activité biologique, mais des signes montrent que cette activité ne s'interrompt pas complètement dans des conditions aérobies[42, 43].

Les variations de température influent fortement sur les vitesses de production d'oxygène photosynthétique et de dégradation biologique. La disparition rapide des microorganismes et les réactions biologiques ralentissent avec une baisse de température, mais ces processus ne sont pas bien compris. McKinney[8] soutient que des changements brusques de température tuent la population des algues, tandis que des changements graduels peuvent faciliter l'acclimatation de celles-ci. Il est donc préférable d'élaborer une méthode qui favorisera un changement graduel de température et qui permettra de ce fait à différentes populations de s'établir.

La température modifie les propriétés physiques de l'eau telle que la viscosité et la masse volumique. La masse volumique maximale de l'eau correspond à une température de 4 °C, et cela représente un facteur important dans la stratification thermique. La viscosité est inversement proportionnelle à la température, ce qui a des effets nuisibles sur la sédimentation et la floculation. On a supposé que la surfusion et le gel du protoplasme des algues conduisent à une disparition rapide de celles-ci au cours des brusques chutes de température en automne[8].

Girling *et al.*[44] ont constaté qu'il y a nitrification à des températures inférieures à 10 °C, ce qui contredit les conclusions de Grube et Murphy[45]. Sutton et ses collaborateurs ont signalé les résultats d'une étude pilote dans laquelle on indique la possibilité de dénitrification biologique à des températures aussi basses que 5 °C[46].

Il existe une vaste documentation sur la constitution des boues dans les régions froides, mais ce n'est que récemment qu'une recherche approfondie a été menée sur le

sujet[18, 47]. Oswald a constaté que les boues s'accumulent lorsque la température baisse au-dessous de 19 °C dans la zone des boues et que le processus s'accompagne d'un ralentissement marqué de la méthanogénèse[12]. Grady et Lim ont trouvé que de légères variations de la température pourraient rapidement bouleverser l'équilibre biologique de la digestion anaérobie[26]. Ils soutiennent que les bactéries non méthanogènes sont sensibles aux basses températures (< 15 °C) et qu'elles cessent de transformer la matière organique par métabolisme.

À partir d'une étude portant sur 31 étangs municipaux aménagés dans des régions froides, Schneiter a constaté que 15 de ces étangs présentaient une accumulation totale de boues variant entre moins de 100 mm et plus de 600 mm[18, 47]. Middlebrooks et ses collaborateurs signalent que les taux d'accumulation des boues dans les étangs canadiens et de l'Alaska varient de 0,25 à 0,40 m^3/jour/1000 individus, soit le taux le plus élevé pour des étangs aménagés aux plus hautes altitudes[11]. Clark et ses collaborateurs indiquent quant à eux que les étangs anaérobies exploités dans les Prairies présentent une accumulation de boues à une cadence identique à celle des bassins facultatifs des régions nordiques[48].

4.1.2 Stratification thermique. - Les effets de la stratification thermique sur les étangs des régions froides, phénomène associé à la température, ont fait l'objet de recherches assez poussées[49 à 51]. La position de la thermocline est fonction de la température de l'air saisonnier et de la pénétration de la lumière, qui est elle-même fonction de la turbidité et de la concentration des algues. Stahl et May ont émis l'hypothèse selon laquelle la profondeur et la superficie d'une nappe d'eau seraient en relation avec la formation des thermoclines[49]. La nappe d'eau a tendance à former une thermocline lorsque sa profondeur est importante. La formation des thermoclines est inversement proportionnelle à la superficie de la nappe. La formation de thermoclines est avantageuse puisqu'elle favorise une répartition plus uniforme de la charge organique à partir de l'admission d'eau de l'étang. Lorsque les eaux d'égout brutes sont plus chaudes que les eaux de l'étang, elles sont stoppées par les eaux plus denses et plus froides inférieures, ce qui conduit au court-circuitage de l'écoulement en eau peu profonde[11, 12, 51].

D'importants renouvellements ont lieu au printemps ou au début de l'été lorsque l'eau au-dessus de l'épilimnion est plus chaude (> 4 °C) que l'eau plus dense et plus froide du dessous, et à la fin de l'été et en automne lorsque la température de la couche d'eau supérieure descend au-dessous de 4 °C[52]. Le renouvellement élimine la stratifi-

cation thermique et amène dans la tranche d'eau une partie des matières solides déjà déposées, ce qui fait augmenter la DBO et libère les gaz odoriférants qui étaient retenus par l'hypolimnion.

4.1.3 Vent. - Le vent favorise l'aération et le brassage de l'eau, mais il peut aussi contribuer à provoquer le court-circuitage. Certains auteurs ont insisté sur l'importance du vent dans le maintien de bonnes conditions de brassage dans un étang, et on est généralement d'accord pour dire que la conception d'un étang doit promouvoir les conditions éoliennes[53]. Middlebrooks *et al.* s'entendent pour dire que le brassage de l'eau par le vent améliore le rendement d'un étang, et ils insistent sur le fait que l'orientation de l'axe d'admission-sortie de l'eau d'un étang doit être perpendiculaire à la direction du vent dominant, si l'on veut réduire l'effet du court-circuitage provoqué par le vent[11].

4.1.4 Lumière solaire. - Étant donné que la production d'oxygène photosynthétique constitue la principale préoccupation dans l'exploitation d'un étang de stabilisation, la pénétration de la lumière et de la lumière du soleil est importante. Les hautes altitudes et les épaisses couvertures de glace et de neige inhibent essentiellement la possibilité de photosynthèse pendant l'hiver, tandis que de longues heures d'ensoleillement en été favorisent la production d'oxygène.

Dans l'exploitation estivale d'un étang, la pénétration de la lumière est fonction de sa teneur en algues, et cette dernière peut être calculée par la loi de Beers-Lambert[54]:

$$I = I_o e^{-kxd}$$

où I est l'intensité de la lumière à la profondeur d (erg/cm^2 . s),

I_o est l'intensité de la lumière incidente (erg/m^2 . s),

e est la base des logarithmes népériens,

k est le coefficient d'absorption (cm^2/mg),

x est la teneur de l'eau en cellules algales (mg/cm^3),

d est la profondeur (cm).

Selon leur espèce, les algues préfèrent diverses intensités lumineuses et longueurs d'onde. La présence de puissants rayons ultraviolets contribue à restreindre le nombre de microorganismes[51, 55].

4.1.5 Couverture de glace et de neige. - De longues périodes au cours desquelles la température de l'air est froide font baisser la température de l'eau (< 4 °C), ce qui réduit la masse volumétrique de celle-ci et provoque la formation de glace. Lorsque la

couverture de glace est complète, il n'y a plus d'aération par la surface, et la pénétration de la lumière est réduite.

Sparling mentionne que Croxton *et al.* du Minnesota Academy of Science ont trouvé que 33 p. 100 de la lumière incidente traversent une couche de 350 mm de glace[56], mais que seulement 0,27 p. 100 de cette lumière incidente passe à travers une couche de 100 mm de neige.

Généralement, dans les étangs du Grand Nord, il se forme en hiver une couverture de glace de un à deux mètres et une couverture de neige d'épaisseur variable (figure 7). Les brusques changements de température qui, en automne, tuent les algues et l'épaisse couverture de glace qui se forme en hiver contribuent largement à l'établissement des conditions anaérobies qu'on trouve dans les étangs nordiques. Même lorsque la glace est mince, toute accumulation de neige réduit l'éclairement à une valeur presque nulle. Cette réduction a des effets néfastes sur la réoxygénation photosynthétique. Cependant, la couverture de neige isole la surface et réduit du même coup les pertes de chaleur et la couverture de glace qui en résulte.

4.2 Influences biologiques et chimiques

4.2.1 Influences biologiques. - Havorson *et al.* ont constaté que l'activité de stabilisation est fonction du nombre de bactéries, de la température des eaux d'égout et de la nature de substrat[57]. Les variations saisonnières de température et la lutte pour la nourriture déterminent dans une large mesure le groupe dominant. Eckenfelder et Englande croyaient que le rapport aliments/microorganismes (charge massique) était le paramètre qui déterminait le plus la sensibilité du processus à la température[58]. On attribuait les diminutions de rendement des étangs à un rapport aliments/microorganismes assez élevé, lui-même imputable à de faibles populations microbiennes.

Thirumurthi a présenté un tableau exposant les teneurs en matières organiques toxiques qui causent une réduction chlorophyllienne de 50 p. 100 chez les algues et qui donnent lieu à une activité photosynthétique réduite[59]. Abeliovich et Azov ont étudié les effets de la toxicité de l'ammoniac sur les algues[60]. On a trouvé que l'ammoniac, en concentrations de plus de 2 mg/l et pour des valeurs de pH supérieures à 8, inhibait *Scenedesmus obliquus*, espèce dominante des étangs de stabilisation rapide.

On a découvert que la mortalité du zooplancton est liée à un pH élevé. Cependant, les valeurs de pH auxquelles correspondait la mort du zooplancton étaient supérieures à celles qu'on observe généralement dans les étangs.

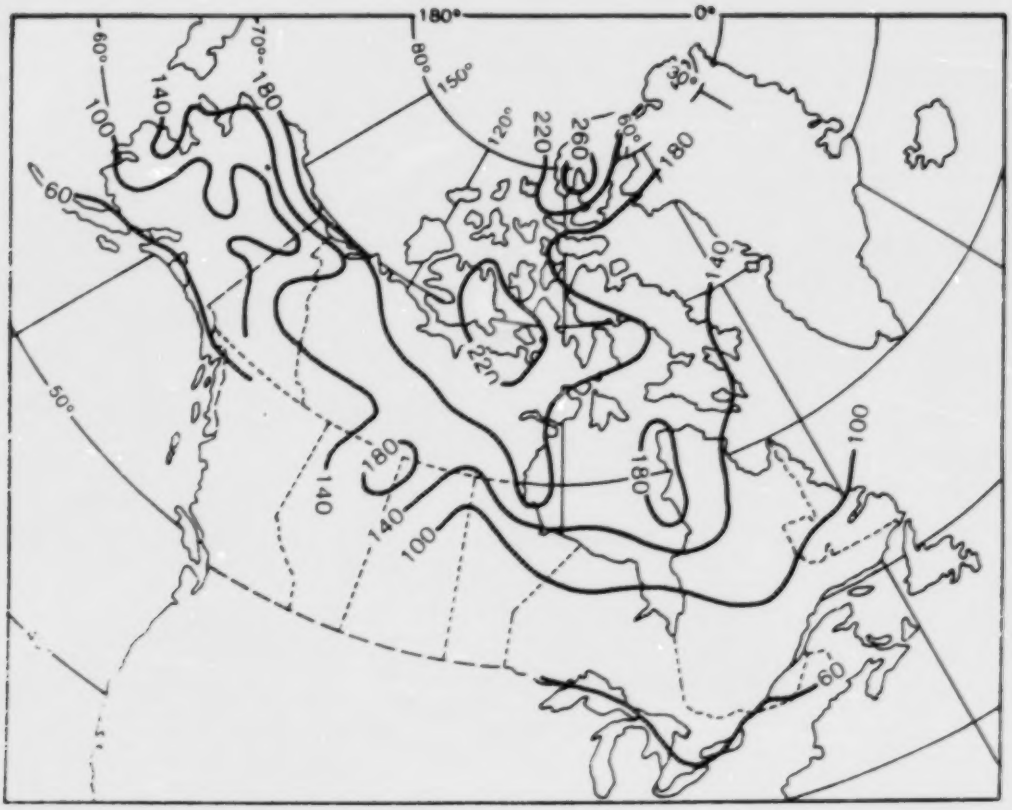


FIGURE 7 OBSERVATIONS RELATIVES À L'ÉPAISSEUR MAXIMALE DE LA GLACE (cm)[39]

Des odeurs apparaissent dans des conditions anaérobies. Les étangs dégageront fort probablement des odeurs pendant la fonte de la glace, avant que des conditions aérobies ne s'installent. Après un examen de données provenant de l'Alberta et de la Saskatchewan, Fisher *et al.* ont constaté que ces odeurs sont vraisemblablement attribuables à des fortes teneurs en sulfates de l'eau des municipalités[61]. Chaque fois que de sérieux problèmes d'odeurs se manifestaient, la teneur en sulfates était supérieure à 400 mg/l.

La réduction anaérobie des sulfates et des matières organiques contenant du soufre produit du H_2S, des mercaptans et d'autres sulfures. L'activité des algues sera inhibée si la teneur moyenne en sulfures est supérieure à 4 mg/l[62]. Le H_2S non ionisé

dépend du pH, et il est toxique pour la vie aquatique, même en très petites quantités. Le ministère ontarien de l'Environnement a fixé un objectif de moins de 0,2 mg/l de H_2S non ionisé pour tous les milieux récepteurs.

La production de sulfure dans des bassins en laboratoire a été étudiée par Gloyna et Espino qui ont élaboré une équation de régression établissant une relation entre la charge organique et le temps de rétention d'une part, et la production de sulfure d'autre part[62].

4.2.2 Influences chimiques. - La teneur en oxygène dissous est un facteur important qui détermine la vitesse et le niveau du traitement aérobie. Les processus aérobies sont préférables, étant donné qu'ils sont plus rapides et qu'ils sont moins influencés par la température que les processus anaérobies. Les niveaux d'oxygène diurnes des algues pendant les mois chauds peuvent fluctuer entre deux extrêmes, passant de conditions de sursaturation le jour à des niveaux minimaux à l'aube. Les teneurs en oxygène dissous sont réduites avec le début de l'hiver, qui donne lieu à des conditions anaérobies jusqu'à la fonte de la glace. De faibles niveaux d'oxygène résultant d'une surcharge organique ou d'une activité réduite des algues peuvent donner lieu à des odeurs pendant l'été.

L'alcalinité d'un réseau d'étangs peut agir comme tampon dans un système aqueux et est source de carbone pour les organismes autotrophes comme les algues. Si l'alcalinité est trop faible, le bioxyde de carbone nécessaire au métabolisme des algues peut être insuffisant, empêchant alors la photosynthèse de se produire.

Un pH élevé découlant de la photosynthèse peut causer une réduction de l'alcalinité par une précipitation de carbonate de calcium ($CaCO_3$). Cela pourrait avoir de l'importance dans certaines régions nordiques où l'eau possède une faible alcalinité. Ce genre de problème est relié à la géologie de la roche-mère. Dans les régions ignées et métamorphiques, l'effet tampon des eaux de surface est faible et ne peut empêcher de grandes variations du pH, tandis que les eaux de bassins sédimentaires sont suffisamment alcalines pour assurer un bon effet tampon. Les grandes variations diurnes du pH observées dans les étangs du Sud n'ont pas été constatées dans le Nord, même si l'effet tampon y est plus restreint. Ce phénomène demeure inexpliqué.

4.2.3 Désinfection naturelle. - Les étangs constituent un milieu hostile pour de nombreux organismes entériques, tant pathogènes que non pathogènes. Divers mécanismes contribuent à la désinfection naturelle, dont: (*a*) la sédimentation, (*b*) la lumière solaire, (*c*) les toxines, (*d*) les phages, (*e*) les algues, (*f*) le pH, (*g*) la charge organique, (*h*) l'adsorption et (*i*) les carences en substances nutritives.

Mitchell et Chamberlain ont établi que la sédimentation et la lumière solaire jouent un rôle important dans l'élimination des organismes indicateurs, la toxicité des algues étant reliée à la quantité de lumière solaire[63]. Pour ces auteurs, la contribution des toxines ou des phages n'est pas significative.

Parhad et Rao ont trouvé que *Escherichia Coli* mourait plus vite en présence d'algues et lorsque le pH était supérieur à 10[64]. D'autres études montrent qu'à cause de la sensibilité d'*E. Coli*, sa mort était plus vraisemblablement attribuable à un pH élevé[65, 66]. McGarry et Bouthillier ont quant à eux constaté que le taux de disparition rapide des salmonelles est fonction de la charge organique[67]. L'élimination des virus est attribuée à l'absorption sur les matières solides et à la sédimentation qui en résulte.

On suppose que la cinétique de l'élimination bactérienne est de premier ordre, et divers auteurs ont établi un modèle de rendement des étangs à partir du génie nucléaire[68, 69]. L'évaluation de la constante cinétique est un problème permanent. La température, la charge organique et la concentration des algues sont les paramètres qui influent le plus sur cette constante.

4.3 Paramètres influant sur la conformation et l'exploitation des étangs

Généralement, le concepteur détermine les éléments physiques de la construction des étangs et peut donc assurer l'interconnexion voulue et les structures de contrôle de l'écoulement pour la réalisation du plan.

4.3.1 Type d'étangs. - Il existe actuellement trois types de réseaux d'étangs:

a) les étangs anaérobies,

b) les étangs et les bassins facultatifs avec possibilité d'emmagasinement

c) et les bassins facultatifs avec possibilité d'emmagasinement (saisonnier).

Les étangs anaérobies ont de courtes durées de séjour (de trois à cinq jours), ils sont assez profonds (de 3 m à 6 m) pour que des conditions anaérobies soient présentes dans tout le bassin, l'étendue de leur surface est relativement faible pour réduire le plus possible l'aération de surface, et ils ont une forte charge (exprimée en kilogrammes de DBO_5 par mètre cube). Dans le deuxième réseau, on trouve un certain nombre de compartiments anaérobies suivis de compartiments mixtes avec étangs d'emmagasinement optionnels permettant, au besoin, un plus long séjour. Les bassins facultatifs sont conçus en fonction de la charge, par exemple 22 kg de DBO_5 par hectare . jour, ou 247 habitants par hectare, ce qui revient à peu près à un temps de rétention de 100 jours. Les étangs d'emmagasinement offrent une capacité de rétention supplémentaire. L'aménagement de

ces étangs se fait généralement en suivant les mêmes prescriptions que celles qui s'appliquent aux compartiments mixtes, jusqu'à une profondeur d'eau totale de 1,5 m à 2,4 m.

4.3.2 Nombre et forme des compartiments. - On a eu recours à des réseaux d'étangs à compartiments multiples en série pour réduire le court-circuitage et obtenir des effluents de meilleure qualité. Il y a court-circuitage lorsque le temps d'écoulement est inférieur au temps de rétention théorique. Dans un étang, le court-circuitage est un grave problème, une géométrie médiocre en étant la principale cause. Les étangs à compartiments multiples permettent aussi aux organismes de progresser depuis les espèces animales inférieures jusqu'aux espèces supérieures, ce qui se traduit par une eau de meilleure qualité.

Dawson et Grainage ont proposé d'utiliser des étangs à compartiments multiples pour obtenir un espace d'emmagasinement supplémentaire pendant les travaux d'entretien comme l'enlèvement des boues[70].

Marais signale une élimination plus efficace des microorganismes dans des étangs en série[69]. Zickfoose et Hayes ont recommandé l'exploitation d'étangs en série pendant l'été pour réduire la teneur en algues des effluents[71]. Ils ont aussi recommandé d'utiliser des étangs en parallèle pour réduire la charge organique d'un réseau d'étangs exploité dans des conditions hivernales.

On a préconisé des étangs rectangulaires pour leur facilité de construction et pour une utilisation efficace des terrains, avec un rapport longueur/largeur (long./larg.) de 1:1 à 2:1, ce qui permet de bonnes conditions d'écoulement en bloc. D'autres spécialistes ont recommandé un rapport maximal de 3:1 pour toutes les formes géométriques afin de tenir compte de la topographie[72]. Mangelson et Watters préconisent quant à eux des rapports long./larg. importants pour favoriser l'écoulement en bloc[73].

On doit choisir l'emplacement des dispositifs d'admission et de sortie de l'eau de façon à réduire le plus possible les risques de court-circuitage. On a affirmé que les problèmes de court-circuitage peuvent être surmontés en utilisant des structures de sortie permettant de contrôler les niveaux des eaux qui entrent et de celles qui sortent dans la tranche d'eau[9]. La plupart des organismes de réglementation recommandent des émergences centrales[24].

4.3.3 Contrôle du débit pour un rendement optimal. - Le débit peut être continu ou intermittent, ou la rétention peut être totale.

On a généralement recours à un débit continu dans les régions tempérées, étant donné que les variations saisonnières de la qualité des effluents sont restreintes. Toutefois, les exemples d'étangs nordiques aménagés en vue d'un débit continu ne manquent pas.

On préfère de nos jours un débit intermittent contrôlé afin de compenser l'absence de traitement durant les mois d'hiver et le court-circuitage. Le débit est souvent stabilisé avec le déclenchement du printemps et de l'automne pour tirer profit des eaux de dilution au printemps et de la meilleure qualité des effluents à l'automne.

L'exploitation d'étangs en série est le mode auquel on a habituellement recours lorsque la charge organique le permet, étant donné que les effluents ainsi obtenus sont de meilleure qualité. Lorsqu'un problème d'odeurs surgit, une exploitation en parallèle est souhaitable pour diminuer la charge organique du premier compartiment en hiver et pendant les autres périodes où l'oxygène dissous est en faible quantité. Dans le cas des réseaux plus complexes à compartiments multiples, une exploitation en série et en parallèle permettra d'obtenir une efficacité optimale.

Pour qu'il y ait rétention totale, il faut que le suintement et l'évaporation assurent l'équilibre liquide de l'étang. Au Canada, surtout à cause du climat, on est peu familiarisé avec la notion de rétention totale qui est assurée au moyen de l'équilibre entre le débit entrant et les pertes par évaporation et par suintement et qui ne comporte pas de rejet superficiel.

Le choix du moment opportun pour effectuer un rejet dans le milieu naturel a été examiné dernièrement par Hather qui propose l'utilisation d'hydrogrammes pour déterminer les périodes de rejet compatibles avec les dilutions maximales[74].

Le concepteur doit fournir les tuyaux, les robinets et les dispositifs de régulation du niveau adéquats pour qu'on puisse choisir une exploitation en série, une exploitation en parallèle ou une exploitation en série et en parallèle des compartiments afin de rejeter des effluents de meilleure qualité possible.

5 PLANIFICATION DE L'INSTALLATION

Une fois que l'on a décidé d'avoir recours à un étang de stabilisation pour répondre aux besoins de traitement et d'élimination des eaux usées d'un client, il faut planifier l'installation physique de cet étang, c'est-à-dire décider de son emplacement, sa forme, sa construction, son exploitation et son entretien. Les questions relatives aux projets techniques d'aménagement et d'emplacement des municipalités, y compris les installations de traitement des eaux usées, sont examinées dans la publication *Manuel d'aménagement des réseaux de services publics en climat froid*[37, 39].

Le *Design Manual: Municipal Wastewater Stabilization Ponds* de l'Agence américaine de protection de l'environnement résume les méthodes actuelles de conception d'étangs de stabilisation en présentant des méthodes de modélisation mathématique[75]. Middlebrooks *et al.* nous présentent un excellent résumé des méthodes de conception dans ce domaine et des résultats obtenus[11].

5.1 Choix de l'emplacement

Nous examinerons ci-après les aspects suivants du choix d'un emplacement:

a) les considérations géotechniques en présence de pergélisol,

b) la santé publique,

c) et l'évacuation des effluents.

5.1.1 Considérations géotechniques en présence de pergélisol. - Pour choisir un sol stable, il faut avoir une connaissance générale des types de sols et des régimes thermiques de ceux-ci aux différents emplacements envisagés. On trouvera au chapitre 3 certaines notions sur le pergélisol et les sols gelés.

Parmi les matériaux de construction nécessaires à l'emplacement choisi, il faut un sol pouvant se prêter à la construction de bermes ou un matériau imperméable (argile) pour isoler l'intérieur de l'étang lorsque le sol est constitué de fragments grossiers. On ne doit pas modifier le mode de drainage superficiel des lieux, étant donné que la dégradation thermique peut être accélérée par la combinaison des eaux stagnantes et des températures plus chaudes du sol sous les masses d'eau[76].

On peut recueillir des données préliminaires à partir de photos aériennes et des cartes spéciales dressées par divers organismes gouvernementaux. Ces premières recherches devraient permettre de regrouper les données existantes sur la géologie, la topographie, la végétation, les conditions des eaux souterraines, le climat, la logistique, et permettre de prévoir les répercussions sur le milieu naturel.

Une étude détaillée du régime thermique du sol et des propriétés techniques des sols gelés et des sols non gelés devrait ensuite être faite sur place par un géotechnicien compétent.

L'échantillonnage et l'analyse se font à l'aide des méthodes courantes utilisées dans les régions plus chaudes[77]. On doit s'assurer de la grande qualité des échantillons prélevés si l'on veut bien déterminer la résistance et la perméabilité des types de sols[78].

On devrait avoir recours à des fosses d'essai pour recueillir de l'information sur les conditions du sol glacé, sur la facilité d'excavation et sur les conditions des eaux souterraines. En outre, des essais de perméabilité *in situ* peuvent être faits si le sol n'est pas gelé.

Des dispositifs de mesure de la température comme des tubes de mesure du gel et des thermistances installés sur les lieux fourniront des renseignements sur la profondeur de la couche de dégel et sur la température du sol en fonction de la profondeur et du temps au cours des saisons. On pourra ainsi déterminer et repérer les sols gelés et les sols non gelés.

5.1.2 Santé publique. - Les questions de santé publique associées aux étangs sont de deux types:

a) la sécurité au voisinage de l'étang, assurée au besoin par des clôtures et des panneaux d'avertissements,

b) et la contamination possible des eaux superficielles et des eaux souterraines par les bactéries pathogènes des effluents traités qui sont rejetés dans le milieu naturel.

Feachem *et al.* ont fait le point sur les questions d'assainissement, les maladies et l'efficacité de diverses méthodes de traitement des eaux usées. Ils en ont conclu qu'un étang bien conçu constituait la meilleure méthode d'élimination des bactéries pathogènes.

Dans les régions chaudes, des étangs correctement conçus et exploités en série peuvent produire des effluents de qualité secondaire dont les niveaux de coliformes fécaux sont inférieurs à 200/100 ml. Lorsque la température de l'eau tombe en dessous de 20 °C à 15 °C, des organismes indicateurs qui persistent plus longtemps et moins de deux réductions unitaires logarithmiques sont chose courante. On ne sait pas grand-chose des effets qu'il y aurait à libérer un grand nombre d'organismes indicateurs dans l'environnement. Cependant, des recherches récentes laissent croire que les organismes présentant des caractéristiques de pharmacorésistance transférable pourraient mettre en danger la santé publique[79].

La documentation existante signale que la persistance des microorganismes est surtout fonction de la température et du temps. McGarry et Bouthillier indiquent que la température et la charge organique sont des facteurs importants pour la survie de la *Salmonella typhosa* dans un étang[67].

La plupart des étangs rejettent leurs effluents dans les eaux de surface. Dans les régions froides, ces eaux sont gelées pendant une période de six à huit mois de l'année, et la température de l'eau est près du point de congélation. Smith et Gerard[80] ont supposé que les microorganismes peuvent échapper au choc thermique, étant donné que les conditions qui règnent dans les étangs leur permettent de s'acclimater graduellement. Dans une étude portant sur la survie de bactéries et de virus dans un réseau d'étangs du New Hampshire, Slanetz *et al.* ont constaté que c'est en hiver que ces microorganismes présentent la plus forte persistance.

Gordon[82] et Davenport *et al.*[83] ont trouvé que la persistance des microorganismes indicateurs est de 2,7 à 5,4 fois plus longue dans les rivières arctiques que celle dont on avait déjà fait état dans des conditions hivernales dans le Sud. Dahling et Safferman[84] ont trouvé que les virus entériques présentent un taux de survie de 34 p. 100 dans un tronçon de 320 km de la rivière Tanana en Alaska. Cela appuie les conclusions antérieures de Prier et Riley[85] qui ont constaté que l'échovirus, Coxakievirus et le virus de la poliomyélite sont stables dans les eaux de réservoirs de retenue et dans celles de rivières dont la température est de 4 °C. Les virus viables peuvent être conservés indéfiniment aux températures de congélation, et ils peuvent survivre longtemps lorsque la température se situe entre 0 °C et 5 °C[86]. Dans les résultats qu'ils décrivent, Clarke *et al.*[87] émettent l'hypothèse que les virus peuvent demeurer viables pendant plus de 200 jours à des températures inférieures à 4 °C. Ils ont aussi constaté que la survivance du virus de la poliomyélite est trois fois plus longue que celle de *E. Coli* et de *Streptococcus faecalis*. Lors d'expériences sur des virus, Bitton[88] signale une période de survie de 40 à 90 jours à des températures de 3 °C à 5 °C, dans des conditions de laboratoire. Yamamoto[89] fait état des constatations initiales concernant la population virale dans les effluents d'étangs dans les Territoires du Nord-Ouest et à divers emplacements en Alberta. Il signale une quantité substantielle de virus à tous ces endroits. Cela confirme les rapports antérieurs sur la présence régulière de virus dans les effluents des étangs[81, 90]. Berg et d'autres chercheurs ont fait les mêmes constatations sous tous les climats[87, 91, 92]. Cela représente un sérieux risque pour la santé, étant donné que la dose d'infection des virus est faible.

Des indices semblent révéler que les microbes demeurent viables pendant de longues périodes dans les étangs des régions froides et qu'un grand nombre de bactéries et de virus pathogènes sont déchargés dans l'environnement.

L'incidence des organismes R+ joue un rôle de plus en plus important dans la multiplication des épidémies bactériennes qu'on ne peut enrayer à l'aide de médicaments. Ce sont des chercheurs japonais qui, en 1959, ont découvert le problème des facteurs R transférables pendant qu'ils étudiaient la multiplication des bactéries *Shigella* résistant aux médicaments. Ce phénomène résulte d'un groupe de plasmides - structures génétiques extrachromosomiques composées d'ADN - appelés facteurs de transfert de résistance (facteur R), capables de se déplacer en passant d'une cellule à l'autre[15].

C'est au facteur R qu'on doit la résistance acquise aux antibiotiques, toxines, métaux lourds, rayons ultraviolets, bactériocines et phages. L'aptitude des bacilles *Enterobacteriaceae* de transférer entre elles des facteurs R a de graves implications pour la santé publique. Grabow *et al.*[79] ont étudié la question en profondeur et ont noté que ces bactéries agissent comme des réservoirs pour les facteurs R et qu'elles les communiquent à des bactéries pathogènes. Ces chercheurs ont proposé de revoir les normes de qualité des eaux en tenant compte des facteurs R.

Bell *et al.*[93 à 95] ont examiné l'apparition des facteurs R chez la flore des eaux usées dans le Nord du Canada et dans les Prairies. La lointaine rivière de l'Esclave dans le Nord du pays présentait de faibles quantités de coliformes fécaux résistant aux antibiotiques, seulement 7,1 p. 100 d'entre eux présentant une résistance à des médicaments multiples et 0,79 p. 100 une résistance aux médicaments transmissible. Cela fait constraste avec le cas de la rivière Rouge au Manitoba, où le rejet des eaux usées est une cause importante de coliformes fécaux pharmacorésistants, 52,9 p. 100 de ces coliformes offrant une résistance à des médicaments multiples et 18,77 p. 100 une résistance transférable. Ces chercheurs ont trouvé que 10,8 p. 100 des coliformes fécaux des eaux d'égout brutes possédaient un facteur R, comme 8,9 p. 100 de tous les coliformes. Les auteurs ont supposé que de 9 p. 100 à 11 p. 100 de la flore naturelle de la rivière Rouge possèdent un facteur R et que ces organismes semblent se livrer une concurrence favorable dans le milieu aquatique.

Il semble que les étangs de stabilisation des eaux d'égout soient des milieux idéaux pour les organismes R+. Kish et Lampky[96] ont pris comme sujet d'étude un étang de rejet saisonnier du Michigan avec un long temps de rétention, et ils ont constaté que l'ensemble des coliformes persistaient pendant les mois d'hiver et qu'on pouvait même en

dénombrer 10^7/100 ml avec la venue du printemps. La proportion de microorganismes pharmacorésistants avait diminué en hiver, mais augmenté dans le réseau à trois étangs. Aucun échantillon n'a été prélevé au cours de l'été. Plus de 60 p. 100 de tous les coliformes de l'effluent montraient une faculté de résistance aux médicaments. Bell *et al.*(95) signalent des cas de survie de coliformes fécaux ayant un facteur R+ dans un réseau d'étangs dont l'effluent est évacué en continu, avec une longue période de rétention, à Fort Smith dans les Territoires du Nord-Ouest. Ils ont constaté que la proportion d'organismes R+ augmentait à mesure que l'hiver progressait. La population de coliformes fécaux de l'effluent présentait une résistance à trois médicaments ou plus dans une proportion de 58 p. 100 et une pharmacorésistance transférable dans une proportion de 4 p. 100.

5.1.3 Évacuation des effluents. - L'évacuation des effluents peut s'effectuer de plusieurs façons. On peut entre autres rejeter les effluents:

a) dans les eaux de surface,
b) sur des terres inondables,
c) sur des terres,
d) comme alimentation d'une nappe souterraine (fosses de suintement),
e) ou recourir à une rétention totale (évaporation).

Il importe de bien évaluer les méthodes d'évacuation des effluents pour que les humains, les animaux et l'environnement ne soient pas soumis à des effets nuisibles. La persistance des polluants dans les eaux de surface, le sol et les nappes souterraines peut conduire à de graves problèmes si l'on n'en tient pas compte dans le processus de planification.

Lorsque c'est possible, on doit tirer pleinement profit de la capacité de dilution en étendant des exutoires aux secteurs où le mélange naturel est optimal. Le concepteur doit déterminer le niveau d'eau le plus élevé du cours d'eau récepteur afin qu'on puisse régler le niveau de l'étang de façon à permettre l'évacuation voulue.

On ne doit pas aménager d'étangs dans des lits d'inondation ou dans des régions intertidales. Les débits de pointe dans les rivières du Nord se produisent au moment du dégel printanier, ce qui cause des problèmes aux installations de traitement qui se trouvent dans des lits d'inondation. L'emplacement d'installations lacustres doit être choisi de telle sorte que les structures ne soient pas endommagées par la glace ou des niveaux d'eau trop élevés. Si l'on construit des étangs près de l'océan, on doit tenir compte de la violence des marées et des vagues causées par les tempêtes.

Des débits de crue saisonniers dans les eaux de surface peuvent provoquer l'érosion par la glace dans les exutoires des étangs. L'érosion du bord des rivières et l'instabilité des sols peuvent aussi se conjuguer pour causer des défauts de structure aux émissaires. On doit prendre soin de reconnaître les répercussions éventuelles de la dégradation thermique lorsqu'on recourt à des canaux de décharge ouverts, surtout dans les régions où l'on trouve du pergélisol. Il faut alors éviter de modifier la configuration des bassins versants existants(97).

Le rejet des effluents des étangs dans les terres inondables semble présenter certains avantages dans le Nord, mais peu d'études détaillées ont été faites sur le sujet. On devrait toutefois envisager cette méthode d'évacuation lorsqu'un marécage ou une terre inondable se trouvent à proximité d'un étang. Cependant, avant d'avoir recours à cette solution, il faut connaître l'utilisation des terres (piégeage, chasse, etc.) et évaluer les répercussions possibles sur la santé publique.

On trouve certains documents traitant de l'épandage sur le sol des boues des effluents traités(61). De nombreuses régions où le pergélisol est continu ne conviennent pas, surtout lorsque les sols ont une texture fine. Il importe d'examiner cet aspect pendant l'enquête géotechnique sur les lieux. Sletten est d'avis que des secteurs de dégel près de grandes masses d'eau peuvent convenir à l'épandage des boues sur le sol, étant donné que le pergélisol y est profond ou absent(98). L'impact de cette technique sur la qualité de la masse d'eau adjacente doit être évalué au moment de la planification.

Les données scientifiques dont nous disposons ne nous permettent pas de dire si l'évaporation est un moyen d'évacuation qui peut être utilisé dans les régions nordiques. Les étangs à rétention totale peuvent nécessiter une surface de très grande étendue; l'acquisition de terrains peut donc constituer un problème et les immobilisations peuvent être injustifiables. Si l'on songe à cette méthode, il faut analyser en détail les données recueillies pendant plusieurs années sur l'évaporation pour aménager les installations comme il se doit.

La profondeur à laquelle se trouve la nappe d'eaux souterraines et les conditions du sol déterminent si l'évacuation des effluents d'un étang par l'alimentation d'une nappe souterraine est réalisable lorsque l'évacuation par les eaux de surface est impossible. Cependant, très peu de données ont été publiées sur l'évacuation par nappe souterraine au moyen de fosses de suintement ou de puits dans les régions froides. Les documents parus sur le sujet mettent en garde contre la contamination des eaux souterraines par les microbes et les nitrates lorsqu'on a recours à l'alimentation d'une nappe souterraine(39).

TABLEAU 5 DESCRIPTION SOMMAIRE D'UN MODÈLE[70]

Conception générale	Étangs à longue période de rétention	Étangs à courte période de rétention
1. Assurer la simplicité de la construction et de l'exploitation.	1. Pour les populations de moins de 500 habitants.	1. Pour les populations de moins de 2000 habitants.
2. Éviter le pergélisol, si possible.	2. Temps de rétention: de 8 à 12 mois.	2. Recourir à une exploitation en série avec des étangs de traitement secondaire à longue période de rétention ou à un autre traitement acceptable.
3. Construction de bermes: a) utiliser un sol non susceptible au gel; b) assurer des matériaux imperméables; c) assurer une revanche de 0,3 m à 0,9 m; d) prévoir une largeur en crête minimale de 2,4 m à 3 m; e) prévoir une pente de la ligne d'eau des berges dont le rapport horizontal-vertical sera compris entre 2:1 et 6:1.	3. Charge de DBO_5 = de 1,8 à 3,6 kg par hectare par jour.	3. Temps de rétention: de 5 à 30 jours.
4. Construction des compartiments: a) forme: circulaire, rectangulaire ou carrée; b) matériaux de plancher imperméables; utiliser au besoin des matériaux de recouvrement; c) agencement en série, 2 ou 3 compartiments.	4. Prévoir l'emmagasinage des boues.	4. Profondeur: de 3 m à 7,9 m.
5. Niveaux liquides: a) profondeur minimale après le drainage (15,2 cm); b) profondeur du liquide sous la glace (1,4 m); c) prévoir une formation de glace supplémentaire de 0,9 à 1,8 m.	5. Considérer: a) l'aération supplémentaire au printemps; b) l'effet de filtrage des pierres; c) l'épandage des boues sur le sol et le traitement.	5. Charge de DBO_5 = de 32 kg à 82 kg par hectare par jour.
6. Drainage direct sans utilisation de l'étang.	6. Désinfection avant le rejet dans un milieu récepteur.	
7. Installer des clôtures et des panneaux d'avertissement.	7. Évaluer les marécages, les étangs, les lacs et les marais existants en vue de leur utilisation éventuelle.	
8. Emplacement: a) choisir un emplacement qui se trouve à une distance minimale de 0,4 km à 0,8 km d'une agglomération; b) choisir un emplacement qui se trouve à une distance minimale de 0,4 km des habitations; c) choisir un emplacement sous le vent par rapport au vent dominant.		

TABLEAU 6 CRITÈRES TYPES D'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES EFFLUENTS ET DES MODÈLES D'ÉTANGS DE STABILISATION AU CANADA (Affaires indiennes et du Nord)

Province	Charge	Qualité des effluents	Temps de rétention	Autres renseignements
Nouvelle-Écosse	20 lb de DBO_5 par acre . jour (22,4 kg/ha . d) 100 gal/personne . jour (454 l/pers. . d) 0,17 lb de DBO_5 par acre . jour (0,19 kg/ha . d)	Cours d'eau: DBO 10 MS: 10 Océan: DBO 30 MS: 30	60 jours	Chloration
Île-du-Prince-Édouard	35 lb de DBO_5 par acre . jour (39,2 kg/ha . d) 200 personnes par acre (81 pers./ha) 60 gal/personne . jour (272,4 l/pers. . d)	DBO 20 MS: 20 si le rapport de dilution est de 10:1	120 jours	Néant
Nouveau-Brunswick	34 lb de DBO_5 par acre . jour (38,1 kg/ha . d) 200 personnes par acre (81 pers./ha) 0,17 lb de DBO_5 par personne . jour (0,19 kg/ha . d)	DBO 20 MS: 20 si le rapport de dilution est de 8:1	60 jours	Cas particulier
Ontario	24 lb de DBO_5 par acre . jour (26,9 kg/ha . d)	DBO 15 MS: 20	Environ 365 jours	Élimination du phosphore
Manitoba	50 lb de DBO_5 par acre . jour (56,1 kg/ha . d) 200 personnes par acre (81 pers./ha)	DBO 30 MS: pas de limite	Capacité d'exploitation: 186 jours	Néant
Saskatchewan	30 lb de DBO_5 par acre . jour (33,6 kg/ha . d) (compartiment primaire)	S/O	2 compartiments, compartiment secondaire 180 jours	Compartiments en série
Alberta	50 gal par personne . jour (227 l/pers. . d)	DBO 15-30 MS: 15-100	365 jours Étang d'évaporation 3 ans ND	Néant

L'évacuation par l'alimentation d'une nappe souterraine se présente sous trois formes dans les régions où l'on trouve du pergélisol: l'évacuation en présence de subpergélisol, l'évacuation en présence d'eau intercalaire d'un pergélisol et l'évacuation en présence de suprapergélisol. Les deux premiers types sont généralement sans intérêt, étant donné que l'eau de surface ne présente pas d'accès sauf dans des conditions spéciales. Les eaux de surface associées au suprapergélisol peuvent venir en contact avec les bermes des étangs pendant l'été.

Bien qu'un sol gelé retarde l'écoulement des eaux souterraines, on ne doit pas considérer un tel sol comme imperméable. Les sols peuvent contenir de l'air, de l'eau, de la glace ou un mélange de glace et d'eau; le pergélisol doit être considéré comme une couche de perméabilité faible, mais finie.

Les matériaux organiques de surface jouent un rôle important en déterminant la configuration du drainage à un emplacement donné. Lorsqu'elle est dégelée, l'eau de surface disponible s'infiltre dans la couche supérieure à cause de la forte conductivité hydraulique de la couche de matières organiques de surface. Deux facteurs vont faire que l'eau va, ou non, poursuivre sa pénétration dans un sol minéral:

a) les propriétés hydrauliques de la couche minérale,

b) et la vitesse d'infiltration de l'eau dans la couche organique.

Durant l'été, les matières organiques du sol de surface sont semblables à des formations aquifères peu profondes bornées par le sol minéral sous-jacent qui peut être relativement imperméable. C'est notamment le cas, si la couche active est mince et si la couche de matières organiques de surface agit comme canalisation, ce qui refoule rapidement l'eau souterraine vers le bas.

5.2 Configuration physique

Le nombre, la taille, la profondeur, la forme et la hauteur des compartiments dépendent de la conception du procédé et des conditions locales. Tilsworth et Smith ont proposé le modèle qui est résumé au tableau 5.

5.2.1 Conception du procédé. - Le temps de rétention et la charge organique sont les deux critères dont on doit tenir compte dans la conception d'étangs de stabilisation. Le temps de rétention est un facteur déterminant dans la stabilisation des matières organiques et dans l'élimination des organismes pathogènes. La plupart des administrations utilisent un temps de séjour minimal comme exigence de conception fondamentale. Les exigences de conception des organismes de réglementation provinciaux sont résumées au

tableau 6, préparé par la Division des services municipaux, Direction générale des services techniques et des marchés, ministère fédéral des Affaires indiennes et du Nord.

La charge organique est le premier critère dont on s'est servi dans la conception d'étangs de traitement des eaux usées. Avec le temps, on en est venu à établir les taux de charge superficielle qu'on utilise maintenant dans les régions tempérées[53].

Le manuel de conception de l'Environmental Protection Agency (É.-U.) présente la liste des procédés classiques, et on a constaté qu'une charge organique de 11 kg à 22 kg de DBO_5 par hectare par jour est tout aussi sûre que tout autre modèle rationnel, lorsqu'on évalue la taille d'un étang pour une région où il se forme une couverture de glace[72]. Cependant, cette approche ne satisfait pas aux normes relatives aux effluents pour des conditions d'écoulement continu dans les étangs des régions froides.

Canter *et al.* ont signalé des taux de charge de DBO caractéristiques partout aux États-Unis, ce qui révèle une tendance vers une charge réduite et un temps de rétention plus long aux hautes latitudes[99]. Ces auteurs préconisent une charge maximale de 22 kg de DBO_5 par hectare par jour dans les régions où il se forme une couverture de glace saisonnière. Dawson et Grainge abondent dans le même sens pour les régions septentrionales du Canada[73].

La conception d'un procédé d'après le taux de charge superficielle établit le temps de séjour hydraulique moyen. McKinney a noté que le taux de charge superficielle est établi par le temps de rétention si la profondeur est maintenue constante[8].

5.2.2 Considérations relatives à l'emplacement. - Il importe de déterminer la faisabilité des opérations de tranchée et de remblayage au début de la conception. Les facteurs qui vont alors intervenir sont l'emplacement de la surface de saturation, le type de sol, les conditions thermiques et la proximité des matériaux granuleux. Les grandes surfaces de saturation des sols constitués de fragments grossiers ou des sols limoneux peuvent nécessiter de coûteux travaux d'assèchement et présenter des problèmes de soulèvement s'exprimant par une structure striée.

Généralement, dans les régions où l'on trouve du pergélisol, on choisira de maintenir la surface du pergélisol existant comme base de l'étang si la quantité de pergélisol augmente. Pour que l'étang envisagé ait la profondeur souhaitée, on construira des bermes de la hauteur voulue. On ne doit pas rejeter la possibilité de draguer des matériaux à des fins de construction.

La monographie *Permafrost : Design and Construction* publiée par Johnston est un excellent abrégé des travaux géotechniques exécutés dans les régions nordiques[36]. On

y trouve des données intéressantes sur les concepteurs d'étangs dans les régions froides, ainsi que sur les caractéristiques techniques des sols gelés, l'analyse thermique des sols, la planification de travaux dans les régions froides, les travaux de terrassement et la conception de barrages et de réservoirs dans les régions froides.

L'ouvrage de référence *Design of Small Dams*, considéré comme la norme, présente des solutions détaillées pour la réalisation de structures en pierre et en terre(41). On y trouve les critères de conception fondamentaux suivants:

a) nécessité de maintenir les pentes du talus stables, peu importe les conditions de construction et d'exploitation, notamment durant les périodes de rabattement de nappe,

b) prise en considération des contraintes imposées sur les fondations par les berges de l'étang, particulièrement si les conditions thermiques sont modifiées par des sols contenant beaucoup de glace,

c) analyse de l'écoulement par suintement dans les berges en vue d'empêcher l'apparition d'une pression excessive de l'eau interstitielle et de prévoir les conditions de canalisations hydrauliques susceptibles de causer des défauts de structure,

d) et protection des berges des étangs contre un trop-plein ou l'action des vagues.

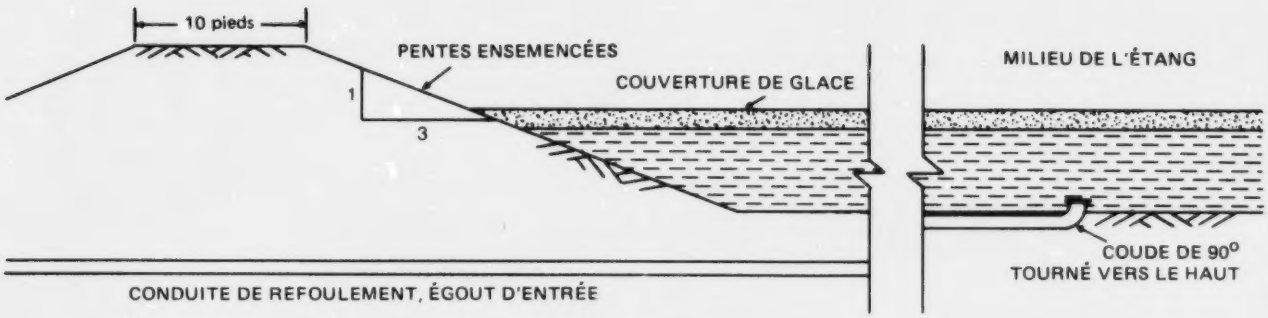
5.2.3 Stabilité des bermes. - La grosseur et la hauteur des bermes requises pour contenir les eaux d'égout dépendent:

a) du volume requis, déterminé au moment de la conception, y compris les exigences de traitement, ainsi que de la quantité de boues et de glace,

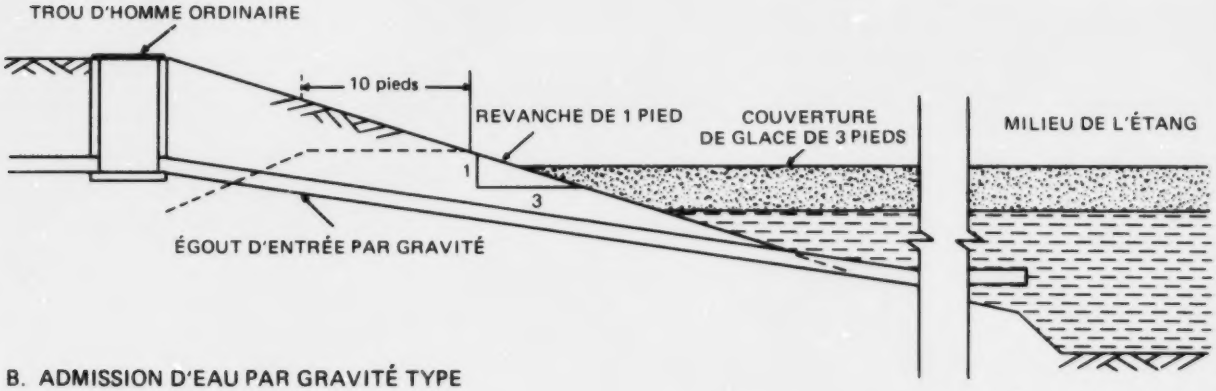
b) de l'étendue de la surface disponible et de la profondeur de l'étang,

c) et des pentes du talus.

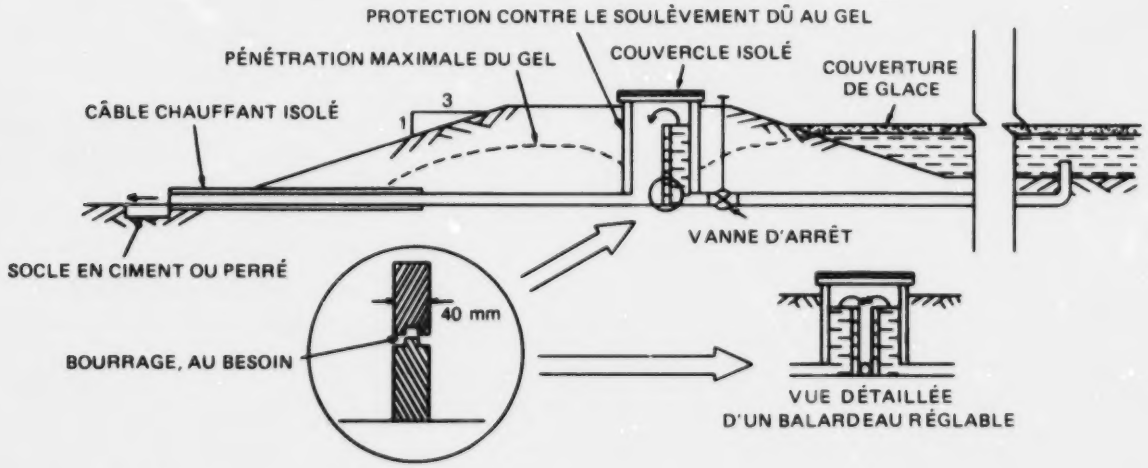
Dawson est d'avis que les bermes doivent être aussi rapides que possible pour obtenir un volume maximal pour une superficie minimale(7). Fielding croit plutôt que l'érosion des bermes par l'action des vagues est importante lorsque les pentes sont abruptes et préconise donc un rapport maximal de 4:1 (rapport longueur/hauteur) pour les sols argileux(100). Des pentes plus douces vont accroître la surface peu profonde d'un étang et se traduire par une végétation nuisible plus dense(14). On a déjà eu recours à des pentes du talus interne de 3:1 et de 6:1 pour limiter les dommages causés éventuellement par la glace et par les vagues. Les pentes exposées des bermes doivent être protégées par un carré ou ensemencées pour réduire l'érosion. La coupe transversale d'un étang type est présentée à la figure 8.



A. ADMISSION D'UNE CONDUITE DE REFOULEMENT TYPE



B. ADMISSION D'EAU PAR GRAVITÉ TYPE



C. AGENCEMENT TYPE DE LA SORTIE D'EAU

FIGURE 8 COUPES TRANSVERSALES DE BERMES TYPES(39)

En été, l'eau provenant de la couche active (suprapergélisol) peut entrer dans les bermes de l'étang par action capillaire, ce qui augmente la teneur en eau des matériaux des bermes. Il en résulte des changements de propriétés thermiques de celles-ci et une instabilité possible à long terme. Durant les périodes de gel, cela peut contribuer au soulèvement des bermes dû au gel.

La conception des berges d'un étang dans les régions où l'on trouve du pergélisol se fait selon les mêmes critères que celle des structures de terre, mais il faut analyser les effets possibles des étangs sur le régime thermique du sous-sol de ceux-ci. Des poches de dégel caractéristiques formant des structures de terre de retenue sous les eaux sont illustrées à la figure 9.

Il est impossible d'empêcher le bouleversement du régime thermique des sols par les étangs. Par conséquent, on doit tenir compte du tassement dû au dégel au moment de la conception des berges. Il importe de connaître les propriétés des sols et les interfaces entre le sol et la glace, et de savoir identifier les secteurs riches en glace pour prédire le tassement dû au dégel. Des structures de terre peuvent convenir dans le cas d'un certain tassement uniforme. On évalue généralement le tassement en utilisant un modèle unidimensionnel de consolidation après dégel que l'on modifie à partir de la théorie de Terzaghi sur la consolidation(101). On a réussi à construire des berges sur un sol gelé en utilisant des matériaux gelés. Un tassement des fondations de 1,8 m était prévu dans le cas des digues aménagées à la centrale électrique sur la rivière Kelsey dans le nord du Manitoba. Les aménagements étaient adaptés au tassement, et aucune mesure spéciale n'a été prise pour empêcher le dégel des sols de fondation riches en glace.

On peut empêcher le suintement de l'eau de l'étang sur les bermes en utilisant une argile non susceptible au gel. Le coeur des bermes peut être constitué de tourbe, étant donné que ce matériau est assez imperméable lorsqu'il est gelé et qu'il présente une conductivité thermique inférieure à celle des autres sols. Au nombre des facteurs à considérer dans le choix des matériaux de recouvrement, il y a:

a) la compatibilité de la membrane avec la substance retenue,
b) la durée de service requise,
c) le suintement,
d) l'abrasion possible de la membrane,
e) le recours nécessaire à une membrane soutenue ou non soutenue,
f) le climat, y compris la direction et la vitesse du vent, ainsi que la température(102).

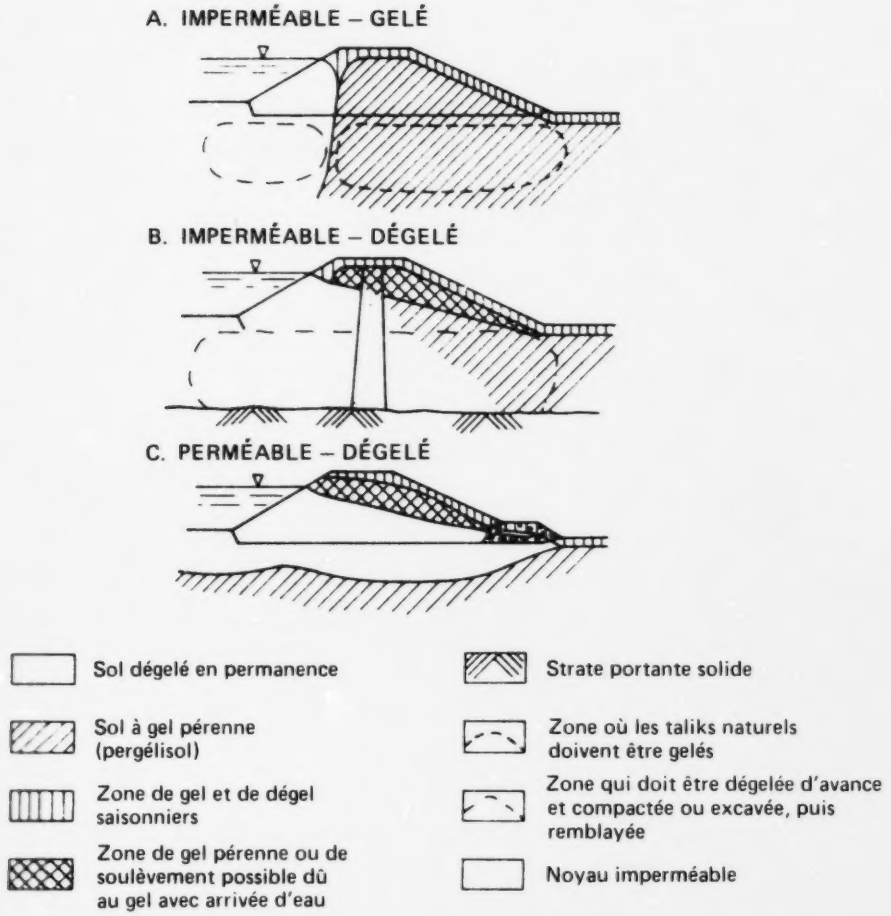


FIGURE 9 EFFETS DES RÉGIMES THERMIQUES DES BERMES SUR LE PERGÉLISOL[37]

Comme matériaux de recouvrement, on peut utiliser du ciment, de l'asphalte, du sol-ciment, des produits de scellage en vaporisateur, de l'argile compactée, des additions d'argile, de la glace et des produits synthétiques[103]. L'asphalte et le sol-ciment sont sujets à des fentes de retrait, à des fissures dues à la tension et à une application non uniforme. La forte perméabilité qui peut en résulter fait qu'on ne peut pas recourir à ces matériaux de recouvrement pour les étangs de stabilisation. Acres Consulting Services Ltd. a évalué diverses techniques de scellage et la stabilité de produits en vaporisateur lorsqu'on les exposait aux conditions des climats froids. Ils furent trouvés inacceptables[104], leur capacité à supporter un mouvement différentiel étant faible.

Une épaisse couche d'argile bien compactée pourra servir de revêtement intérieur d'un étang. On doit prendre soin de ne pas laisser le matériau de recouvrement sécher, car il peut se fissurer[105]. Des irrégularités à l'intérieur de la sous-couche d'argile compactée, telles des bordures de limon ou de sable, ainsi que les fissures peuvent modifier la perméabilité. Par exemple, on s'est déjà servi de bentonite, argile bien connue pour ses caractéristiques d'intumescence lorsqu'on la mélange à l'eau. Un pourcentage d'au moins 30 p. 100 d'argile est requis pour faire un scellage et réduire la perméabilité[106]. Cependant, les propriétés d'intumescence et la capacité de scellage de la bentonite sont mises à rude épreuve lorsque cette argile est mise en contact avec un liquide contenant de fortes concentrations cationiques. Cette caractéristique peut limiter l'utilisation de la bentonite comme matériau de recouvrement des étangs.

On estime que les matériaux de recouvrement synthétiques sont les mieux adaptés aux conditions qu'on retrouve dans les étangs de stabilisation aménagés dans le Nord. Les matériaux de recouvrement synthétiques se présentent selon des compositions chimiques, des caractéristiques physiques, une compatibilité avec les eaux usées et des méthodes d'installation différentes. On doit tenir compte des propriétés qui suivent lorsqu'on choisit un matériau synthétique:

a) propriétés mécaniques,
b) dégradation globale,
c) caractéristiques de la température,
d) assemblage global sur place,
e) coefficient de perméabilité,
f) coût.

Si un matériau ne donne pas satisfaction, ce sera bien souvent en raison d'une erreur de conception, d'installation ou d'exploitation. Le matériau lui-même sera rarement en cause.

5.2.4 Accessoires. - Les accessoires peuvent comprendre des tuyaux d'admission, des installations de décharge par véhicule, des appareils de régulation, des structures de sortie et des exutoires. Ces accessoires doivent être intégrés à la structure de terre et inclus dans l'analyse thermique. Divers accessoires sont illustrés à la figure 8.

Le tassement dû au dégel peut avoir des effets importants sur l'intégrité structurale des accessoires. On doit réduire le plus possible le suintement entre le tuyau et le sol en utilisant des barrages souterrains. Lorsque les conditions locales le permettent, on doit placer le conduit d'admission sur la berme plutôt qu'à travers celle-ci.

La structure des exutoires demande une attention particulière. Pour la conception d'exutoires de surface, il faut tenir compte des quatre périodes chronologiques essentielles suivantes:

a) le gel automnal,

b) les très basses températures hivernales,

c) le dégel,

d) et le débit de crue.

La nature de la masse d'eau et de la glace joue aussi un rôle important.

En automne, le frasil formé par la surfusion du milieu récepteur peut bloquer un exutoire immergé. Aux très basses températures, la glace peut obstruer aussi bien les sauts à ouverture commandée que les exutoires souterrains. Il faut tenir compte de cette possibilité au moment de la conception.

Les agglomérations nordiques qui possèdent des systèmes de collecte des eaux usées par camions nécessitent des installations de déchargement spéciales, adaptées aux besoins des utilisateurs. De telles installations d'élimination doivent être accessibles à tous les véhicules, peu importe les conditions de la météo, et leurs abords doivent comprendre un nombre minimal de paliers. D'autres caractéristiques souhaitables sont examinées dans la documentation[39].

5.3 Considérations relatives à la construction

Le terrassement est une des activités les plus importantes de l'ingénieur qui travaille dans les régions froides. La préparation du calendrier de travail pour un chantier de construction dans le Nord est une tâche importante. Les données sur la nature des sols, les eaux souterraines et l'équipement approprié qui ont été recueillies lors de l'étude sur le terrain faciliteront la préparation du calendrier. Il faudra en outre examiner la possibilité de répartir les travaux de construction sur la période hivernale et sur la période estivale.

Tant dans les régions de pergélisol que dans les autres, les travaux de construction effectués durant l'été sur des sols non gelés permettent d'obtenir une berme et un revêtement bien compactés. Le compactage fait par temps froid et l'utilisation de matériaux gelés se traduisent par des densités médiocres et des bermes instables. Il se peut toutefois que le concepteur soit forcé de procéder ainsi pour des raisons d'accès ou à cause d'une saison estivale trop courte.

5.3.1 Préparation du sol de fondation. - Si un étang est aménagé dans un secteur où l'on trouve des matières organiques de surface, il faut:

a) enlever toute la tourbe, ce qui peut se révéler très onéreux à moins que le dépôt possède peu d'épaisseur,

b) raffermir la tourbe sous le remblai de la berme afin que le sol soit tassé pendant une longue période après la fin des travaux de construction,

c) ou bien étendre le remblai à la surface de la tourbe lorsque celui-ci est mince.

L'enlèvement de la tourbe dans une région froide ne doit pas se faire à la hâte. Bien des gens ont l'impression que la tourbe est "plus faible" que l'argile molle à cause de sa plus grande compressibilité. Or, la force de la tourbe augmente avec la compression, ce qui accroît son aptitude à supporter les contraintes de cisaillement(107).

L'enlèvement des morts terrains dans les zones de pergélisol continu peut altérer le régime thermique des sols en peu de temps et amener ceux-ci à l'état de simples fondrières. Si cela est possible, on ne doit pas toucher aux dépôts de surface, mais les laisser tels quels dans les couches chaudes de pergélisol riches en glace.

5.3.2 Excavation. - Kays recommande de compacter le sol de fondation de la berme jusqu'à 95 p. 100 de la densité Standard Proctor pour obtenir une écorce uniforme sur laquelle on puisse poser le remblai(108). Si l'on est en présence de pergélisol, le remblai doit être posé au début du printemps avant que la couche active ait le temps de se développer, afin de retarder la formation d'un relief thermokarstique sous les bermes et dans l'étang.

L'excavation de tous les sols saturés se complique avec la baisse de la température. Il est généralement plus difficile d'excaver les sols homogènes gelés que les sols stratifiés. La faible teneur en eau des sables présents dans les couches de limon et d'argile ne facilite pas le défonçage. Il est généralement plus facile d'excaver des matières comme le sable et le gravier, étant donné que leur teneur en eau est souvent inférieure à celle du limon et de l'argile. Des études approfondies ont été faites par les U.S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratories (CRREL) tant sur l'excavation des sols à gros éléments que sur celle des sols fins. Moore et Sayles ont dressé un résumé de ces travaux et une bibliographie détaillée(109).

La forte teneur en eau et le degré élevé de saturation des sols organiques en compliquent l'excavation. Même si la couche organique peut accueillir de l'équipement lorsqu'elle est gelée, l'excavation de la tourbe gelée ne se fait que très difficilement. Néanmoins, le défonçage de la tourbe avant d'utiliser des décapeuses peut accélérer les choses.

L'excavation des sols gelés peut se faire au moyen du dynamitage contrôlé. On peut obtenir de bons résultats en choisissant judicieusement les charges et leur emplacement. De faibles charges permettront de réduire les matières gelées en éléments faciles à excaver. Le nivellement de finissage de l'excavation de l'étang doit permettre de drainer celui-ci jusqu'à un point inférieur et se traduire par des contours sans aspérités.

5.3.3 Construction des berges. - Une berme est un remblai technique dont la compaction doit faire l'objet d'un contrôle de la qualité. De nombreux facteurs, tels la granulométrie, la teneur en eau, la température et l'effort de compactage influent sur le compactage du sol.

Les méthodes utilisées pour construire des bermes dans les régions nordiques en été se comparent aux méthodes utilisées dans le Sud. Il faudra exposer les matières de remblai à l'air chaud pour faciliter la fonte de la glace avant la mise en place de la section de remblayage.

Les sols de texture grossière peuvent être remplacés pendant qu'ils sont gelés, mais il faut que ces sols présentent une faible teneur en eau, étant donné que le tassement dû au dégel sera négligeable. Si la matrice du sol est saturée, des difficultés de compactage peuvent se présenter, même s'il est possible de faire l'excavation des matériaux.

L'argile gelée est d'un usage difficile pour les constructions hivernales, et le dégel de l'argile peut entraîner une instabilité et un tassement importants. Une des solutions possibles consiste à empiler les matériaux gelés pendant l'été pour leur permettre de dégeler et de sécher. On devrait éviter les sols limoneux, dont la gamme de densités pour une teneur en eau optimale est très limitée.

Le compactage des matériaux gelés n'est pas de tout repos. On croit que la faible densité résultante est la cause du tassement excessif et de la perte de stabilité qui suivent le dégel du sol. Si l'on veut que le compactage des bermes soit excellent, il faut mettre en place les matériaux pendant qu'ils ne sont pas gelés, en été.

De l'équipement de compactage classique peut être utilisé, mais on devra peut-être alors fournir un effort de compactage plus soutenu pour obtenir les densités convenant au niveau de teneur en eau plus qu'optimal qui va vraisemblablement se présenter.

5.3.4 Installation de matériaux de recouvrement synthétiques. - Le fabricant indique la température minimale d'installation des matériaux de recouvrement. Cela limite l'installation de nombreux types de matériaux synthétiques à la période estivale. La surveillance des travaux doit être assurée par celui qui fournit les matériaux.

La pose d'une couche protectrice à même le sol de fondation empêchera les matériaux qui le constituent de perforer ou de déchirer les matériaux de recouvrement. La fonte du sol sera retardée si la couche protectrice entre la source de chaleur et le sol gelé possède des caractéristiques isolantes. Une couche d'assise de couvertures en polyuréthane (couche appliquée sous forme de mousse) sous le matériau de recouvrement peut offrir l'isolation thermique requise et former une couche de protection pour la membrane. On peut aussi se servir de bran de scie comme matériau d'assise ou de protection contre les terrains de couverture (110).

Les rouleaux de revêtement, une fois déroulés, doivent être bien orientés autour de l'emplacement. Pour faciliter le travail, des repères doivent figurer aussi bien sur le matériau de revêtement que sur son enveloppe. Si l'on veut augmenter la résistance du matériau de revêtement, on peut le chauffer au moyen de réchauffeurs à air forcé avant de le mettre en place. La pose doit se faire lorsqu'il y a peu de vent, et il faut lester le matériau à l'aide de sacs de sable jusqu'à ce qu'il soit ancré. Les coutures doivent être perpendiculaires au pied du talus pour éviter qu'elles ne se défassent sous l'effet des tensions. Les matériaux doivent être ancrés au sommet des bermes pour ne pas être emportés par le vent ou se détacher de la pente du talus. La membrane doit être placée dans une tranchée creusée au sommet de la berme, remblayée et compactée pour demeurer en place. On doit s'assurer que les ouvriers n'endommagent pas le matériau pendant son installation. En outre, le matériau ne doit pas supporter l'équipement, sauf dans les conditions recommandées par le fabricant. On doit faire chevaucher le matériau dans une proportion de 5 p. 100 pour tenir compte des différences de tassement du sol de fondation.

Il faut recouvrir le matériau d'une couverture de sol compacté afin de le protéger contre les effets des rayons infrarouges et ultraviolets. Cette couverture peut agir comme lest si de l'eau s'accumule sous le matériau de revêtement, et elle offrira en outre une protection contre la glace et les ondes de surface. Kays (108) préconise une hauteur de refoulement minimale de 150 mm, tandis que Matrecon Inc. (111) recommande une hauteur de 460 mm. L'action des vagues peut causer des augmentations cycliques de la pression d'eau interstitielle de la couverture du sol, ce qui se traduit par une desquamation des pentes du talus. Des pentes basses et un bon compactage faciliteront le maintien d'une couche de sol sur les bermes. La nappe de glace peut remonter la pente du talus sans endommager le matériau de revêtement si l'inclinaison n'est pas trop prononcée.

Dans leurs recherches sur le sujet, Allen *et al.* concluent que le cycle du gel et du dégel n'a pas d'effet appréciable sur les caractéristiques de charge, de déformation et

de résistance des géotextiles en présence d'eau distillée ou salée[112]. Ces chercheurs ont constaté qu'une réduction du taux de fluage des géotextiles en polypropylène était associée à une baisse de la température. Ils ont en outre trouvé que les températures inférieures au point de congélation n'ont pas d'effets négatifs sur les caractéristiques de charge, de déformation et de résistance des matériaux, pas plus que sur leur fluage. Il est possible d'éviter des ruptures par tassement différentiel par une étude adéquate des lieux. Des membranes flexibles et plus épaisses peuvent supporter sans déformation un tassement différentiel plus important.

Le sol de fondation peut comporter des enfoncements locaux et des points névralgiques. On peut renforcer ces endroits et améliorer ainsi le rendement de l'ensemble des bermes en plaçant des géotextiles au-dessus du sol de fondation.

5.4 Exploitation et entretien

Même si un étang est conçu et aménagé selon les règles de l'art, il ne permettra pas d'atteindre les objectifs de réduction de la pollution s'il n'est pas exploité et entretenu comme il se doit. De fait, des étangs marginaux peuvent produire des effluents de bonne qualité s'ils sont exploités avec soin.

Le besoin de formation peut ne pas sembler important, mais, si l'on veut que le réseau d'étangs réponde aux objectifs de son concepteur et aux attentes des contribuables, il faut avoir recours à une personne possédant des compétences raisonnables pour entretenir et exploiter ce réseau.

Karn a dressé la liste du matériel nécessaire qui doit être mis à la disposition de l'exploitant d'un réseau d'étangs de stabilisation, y compris des tondeuses à gazon, des clés à béquille et des outils à main pertinents[113]. L'équipement nécessaire peut être fort simple selon la taille de l'installation.

Le meilleur outil de formation est l'ouvrage *WPCF Wastewater Treatment Skill Training Package: Wastewater Stabilization Ponds* publié conjointement par la Water Pollution Control Federation (WPCF) des États-Unis et Environnement Canada[114]. Un autre document utile est l'ouvrage *Operations Manual: Stabilization Ponds* publié par Zickfoose et Hayes, de l'EPA américaine[71].

5.4.1 Exploitation. - L'exploitation d'un étang implique une surveillance du rendement et une régulation hydraulique.

L'exploitant doit surveiller le rendement de l'étang, surtout avant le rejet des effluents. Il doit consigner des données sur les eaux d'égout brutes, les débits et les caractéristiques des effluents, ainsi que recueillir régulièrement des échantillons et les

envoyer à un laboratoire pour analyse. Il importe aussi de mesurer l'accumulation des boues, ainsi que les conditions météorologiques, la température de l'étang et des eaux d'égout, l'épaisseur de la neige et celle de la couverture de glace.

On doit donner à l'exploitant des instructions précises sur l'utilisation des dispositifs de régulation du débit mis à sa disposition sur les lieux afin de garantir la meilleure qualité d'effluent possible. Il importe aussi de choisir le débit, la quantité et le moment opportuns du rejet pour protéger le milieu récepteur, et de ménager un volume suffisant pour que l'étang soit capable de continuer à fournir un rendement maximal.

Middlebrooks *et al.* ont insisté sur la nécessité de bien choisir le moment et le débit du rejet pour protéger le milieu récepteur[11]. Ils ont exposé la méthode à suivre pour réaliser des rejets intermittents, comme l'ont fait les auteurs du manuel de conception de l'EPA[75]. Seule la quantité d'eaux usées nécessaires pour assurer un nouveau volume d'emmagasinage doit être rejetée, étant donné que l'effluent tirera profit de temps de rétention maximaux[115].

5.4.2 Entretien. - Des inspections et un entretien réguliers des bermes et des accessoires sont nécessaire si l'on veut éviter les pannes ou les défectuosités. On néglige souvent d'entretenir les vannes, les trous d'homme aménagés aux fins de vérification et la structure des exutoires jusqu'au moment où il faut y recourir, ce qui entraîne des retards coûteux.

Dans le Nord, on ne peut pas compter sur l'établissement d'une couverture de terre sur les berges, étant donné que la saison de croissance est trop courte. On doit prévoir la stabilisation temporaire des pentes au moment de l'aménagement des étangs. L'exploitant doit prendre garde à l'érosion des bermes et prendre les mesures qui s'imposent. Des animaux comme les saccophores et les rats musqués peuvent causer de graves problèmes de fuite pouvant entraîner la rupture des berges. On doit prendre les mesures voulues pour décourager ces animaux de s'établir dans le secteur d'un étang.

On peut, en maintenant la profondeur de l'eau à plus de 1 mètre[116], empêcher la croissance des herbes aquatiques et d'autre végétation qui limitent la pénétration de la lumière et qui empêchent l'eau de se mélanger, ainsi qu'éliminer les insectes nuisibles pour les ports.

Dans les étangs où la végétation est excessive, l'insecte nuisible le plus fréquemment rencontré est le moustique. Fair *et al.* signalent que *Culex tarsalis* (vecteur de l'encéphalo-myélite équine) a une prédilection pour les étangs à cause du bioxyde de carbone des algues (CO_2)[16]. Les rapports sur les facteurs culicidogènes proviennent de

régions où le problème n'est pas aussi grave que dans le Nord. La documentation consultée ne fait état d'aucune étude des facteurs culicidogènes dans les étangs nordiques.

Schneiter a trouvé peu d'informations sur l'élimination des boues dans les étangs des régions froides[47]. La méthode généralement employée pour ce faire consiste à drainer le compartiment et à utiliser du matériel de terrassement[117]. Par ailleurs, on s'est déjà servi de dragues hydrauliques pour nettoyer des étangs. Lorsqu'une exploitation en parallèle est possible, un compartiment unique peut être asséché et nettoyé en déviant les eaux usées vers un autre compartiment.

La plupart des problèmes d'odeurs surviennent au printemps et sont de courte durée, sauf si un réseau d'étangs est surchargé à l'extrême. Pour régler ces problèmes, on a eu recours à une exploitation parallèle, à du nitrate de sodium ($NaNO_3$), et à une aération supplémentaire et à une recirculation d'effluents riches en oxygène[72].

6 AMÉLIORATION DE LA QUALITÉ DES EFFLUENTS DES ÉTANGS

Diverses solutions ont été proposées et mises à profit pour améliorer la qualité des effluents des étangs. Il existe notamment les techniques suivantes:

a) le traitement chimique,

b) l'aération complémentaire,

c) la filtration,
- filtres à sable intermittents,
- filtres à sable rapides,
- filtration sur roches,
- microtamisage,

d) l'épandage des boues d'épuration sur le sol,
- irrigation par infiltration lente,
- irrigation par ruissellement,
- irrigation par infiltration rapide,
- rejet sur des terres inondables,

e) et l'aquaculture et l'amélioration biologique[11].

Plusieurs publications américaines traitent des moyens d'améliorer la qualité des effluents des étangs[118 à 124]. Bon nombre des techniques dont on fait état comprennent l'élimination de la DBO et des matières biologiques solides en suspension. Les algues, que l'on peut rendre en partie responsables d'une charge inacceptable pour le milieu récepteur tant en DBO qu'en substances nutritives, constituent l'essentiel de ces matières solides.

Les substances nutritives participent à l'eutrophisation des eaux naturelles. Les répercussions d'un apport massif de substances nutritives contenues dans les boues concentrées rejetées dans les cours d'eau et les lacs se feront d'autant plus sentir que les niveaux actuels d'eutrophisation de ces derniers dans les régions nordiques sont très faibles. L'élimination du phosphore et de l'azote sera peut-être nécessaire pour améliorer la qualité des effluents de certains étangs de stabilisation.

Les seules méthodes d'amélioration de la qualité des effluents des étangs nordiques étudiées ci-après sont le traitement chimique, l'aération complémentaire et l'épandage des boues d'épuration sur le sol[70, 125, 126, 127].

Il est recommandé de désinfecter les effluents des étangs aménagés dans les régions froides, parce que les températures froides peuvent accroître la survie des bactéries et des virus pathogènes.

6.1 Traitement chimique

6.1.1 Désinfection. - La présence de microorganismes persistants dans les cours d'eau et dans les étangs recouverts de glace est un sujet de préoccupation. L'ozone et les rayons ultraviolets comptent parmi les désinfectants les plus efficaces dans les régions froides. Bien qu'ils soient plus coûteux que le chlore, ces deux éléments nuisent moins à l'environnement, et aucun d'eux n'est toxique pour les poissons.

Diverses raisons ont été avancées pour prôner ou pour condamner la désinfection[128]. L'utilisation du chlore est un sujet controversé parce que, d'une part, il contribue à éliminer des populations microbiennes nuisibles pour la santé et, d'autre part, il s'est avéré toxique pour les formes de vie aquatique, et il contribue à la formation de matières organiques halogénées carcinogènes.

Le besoin de produits chimiques puissants ou le coût de ceux-ci ont généralement découragé la désinfection des étangs dans les régions froides. International Environmental Consultants Ltd. (1978) a présenté une matrice montrant les répercussions biologiques, socio-économiques et physico-chimiques des méthodes de désinfection des étangs. La désinfection à la chaux et au chlore est la méthode qui a les effets les plus prononcés[55], les répercussions étant beaucoup moins importantes dans le cas de la chloration-déchloration.

Certains problèmes posés par la désinfection des étangs d'eaux usées dans les régions froides ont été examinés par Chambers[129], qui déplore que la plupart des recherches concernant les eaux de régions froides aient été faites à partir d'échantillons synthétiques.

DÉSINFECTION PAR LE CHLORE. - L'efficacité de la chloration des effluents des étangs a fait l'objet d'une étude[130]. Chambers a présenté des données comparant les effets de l'acide hypochloreux sur *E. Coli* et trois types de virus, en constatant que les chloramines ont un effet virulicide très restreint[129].

Le chlore désactive certains virus en moins de temps qu'il n'en faut pour la formation de chloramines[131]; toutefois, il n'a pas nécessairement les mêmes effets sur les virus que sur les coliformes[132]. Les coliphages résistent à la désinfection au chlore plus facilement que les coliformes[132].

Lorsqu'on traite les effluents d'un étang au chlore, on détruit les cellules des algues, ce qui entraîne une augmentation de la DBO de l'effluent. On a cherché à réduire cet effet néfaste en utilisant des doses de chlore non toxiques pour les algues, mais

efficaces contre les coliformes. Ces efforts n'ont pas vraiment donné les résultats escomptés, étant donné la difficulté qu'il y avait à obtenir avec précision la dose adéquate. La présence de microorganismes résistants au chlore qui ne sont pas représentés adéquatement par les coliformes rend cette méthode peu attrayante.

Johnson a constaté que la réduction du taux de désinfection au chlore des effluents septentrionaux est partiellement annulée par la réduction de la demande de chlore exercée. Cependant, l'effet net est une réduction du chlore résiduel nécessaire pour réaliser une désinfection convenable.

Le ministère ontarien de l'Environnement a réalisé des essais en laboratoire sur la chloration de six effluents d'étangs utilisés pour une irrigation par aspersion. Même si des variations importantes ont été constatées, on a conclu qu'une dose de 4 mg/l et un temps de contact de 10 minutes pourraient permettre de ramener la teneur totale et celle en coliformes fécaux à des niveaux acceptables. Cependant, vu la grande variation dans les teneurs initiales en bactéries, on a supposé qu'il aurait fallu augmenter la dose de chlore. Une forte concentration d'algues dans l'effluent a empêché d'importantes réductions de bactéries. La température n'a pas été considérée comme une variable. Les données recueillies n'ont pas permis d'établir de relation mathématique entre le chlore résiduel mesuré et les divers paramètres de qualité de l'effluent mesurés. La possibilité du dosage effectif du contenu d'un étang n'a pas été discutée.

L'effet toxique possible de la désinfection au chlore sur le milieu récepteur constitue un autre problème. Le chlore persiste plus longtemps aux basses températures, et un effet synergique peut se produire étant donné que le biotope est privé d'oxygène aux niveaux d'oxygène dissous naturellement faibles des eaux nordiques[129, 134]. La déchloration au dioxyde de soufre gazeux ou à l'aide d'un autre agent de réduction peut alors être nécessaire.

À partir des données existantes, l'International Environmental Consultants Ltd.[55] a conclu que la désinfection des effluents des étangs par le procédé de chloration-déchloration est la méthode de désinfection la moins coûteuse, la plus efficace et la plus acceptable, eu égard à l'environnement.

DÉSINFECTION PAR L'OZONE. - On a trouvé que l'ozone était un désinfectant efficace aux basses températures. La désinfection est rapide et ne laisse qu'une quantité minimale de résidus toxiques (l'oxygène dissous est un produit de la décomposition). En revanche, inconvénient majeur de ce procédé, l'ozone doit être produit sur place, étant donné qu'il est instable et qu'il se transforme en oxygène.

Given et Smith[135, 136] ont trouvé qu'il y avait trois ou quatre réductions logarithmiques des organismes indicateurs lorsqu'on traitait des eaux d'égout brutes diluées en présence de 20 mg/l à 40 mg/l d'ozone. Des étangs avec une DBO semblable ont nécessité une dose d'ozone comparable. Ces chercheurs ont constaté que la réduction des organismes indicateurs augmentait avec une diminution de la température. Comme avantages supplémentaires, il y avait une réduction de la DCO et de la DBO, ainsi qu'un accroissement des teneurs en oxygène dissous. IEC[55] a examiné certains aspects des coûts et a conclu que la désinfection à l'ozone n'est pas actuellement un procédé rentable.

DÉSINFECTION PAR LA CHAUX. - La chaux est un désinfectant efficace lorsque le pH est élevé et ne nécessite pas de temps de contact trop long. La chaux possède l'avantage de ne pas être affectée par les basses températures et les teneurs en matières organiques, et elle permet une désinfection efficace pour un temps de contact de 30 minutes et un pH se situant entre 11,5 et 12.

La désinfection par la chaux aux basses températures a fait l'objet d'une étude par Morrison et Martin[137], et par Schneiter[47]. Morrison et Martin ont constaté que la température joue un rôle moins important que le pH du point de vue du pouvoir de désinfection. Une dose de chaux moyenne variant de 430 mg/l à 1000 mg/l est nécessaire pour la désinfection d'eaux d'égout brutes, tandis qu'une dose de 250 mg/l à 435 mg/l peut suffire dans le cas d'effluents secondaires[138].

La désinfection par la chaux ne présente pas que des avantages:

a) le pH doit être supérieur à 11 pour une désinfection efficace, et il peut être nécessaire de le régler par la suite;

b) et il y a une augmentation de l'accumulation des boues dans l'étang (on peut toutefois les recycler).

IEC[55] a conclu que la désinfection à la chaux coûterait annuellement un ordre de grandeur de plus que le procédé de désinfection au chlore.

DÉSINFECTION PAR LES RAYONS ULTRAVIOLETS. - L'utilisation des rayons ultraviolets pour la désinfection des eaux usées a été proposée comme le procédé le plus prometteur auquel on a actuellement accès. Cette méthode présente les avantages suivants:

a) les caractéristiques des eaux usées demeurent inchangées parce qu'aucun produit chimique n'est ajouté à l'effluent;

b) il ne peut y avoir de dose excessive;

c) le procédé est assez simple;

d) et il se produit une forte inactivation des bactéries en quelques secondes seulement.

6.1.2 Coagulation et floculation. - La coagulation chimique *in situ* des étangs de stabilisation peut être une méthode très efficace pour l'élimination de la DBO, de la DCO, des MS, des substances nutritives et des microorganismes. Lorsque l'élimination du phosphore est nécessaire, l'ajout de produits chimiques pour améliorer la coagulation et la floculation est la solution la moins coûteuse et la plus efficace. Le choix des produits chimiques à utiliser pour une installation donnée dépendra de facteurs, tels le coût de livraison, la quantité de produit requise, la facilité de manipulation, de stockage et d'application, l'élimination souhaitée en pourcentage et la quantité ainsi que le type de boues produites[139].

Plusieurs chercheurs ont étudié l'efficacité de l'alun dans diverses conditions de température et dans différents procédés. Certaines conclusions intéressantes en ont été tirées, dont celles qui suivent[126, 140, 141]:

a) une forte élimination de phosphore est réalisable;

b) les meilleurs résultats sont obtenus pendant les périodes de couverture de glace;

c) il y a 2,5 fois plus de DBO éliminée par l'addition d'alun;

d) et l'addition d'alun à des eaux d'égout brutes qui sont ensuite déversées dans un bassin de précipitation puis dans un étang de stabilisation est une méthode qui se révèle fort efficace.

Graham et Hunsinger[142] ont constaté que l'alun est très rentable comparativement à la chaux et au chlorure ferrique ($FeCl_3$), et qu'il ne semble pas retarder l'activité biologique. Il s'est en outre révélé d'une manipulation facile sous forme liquide.

La firme Pollutech Pollution Advisory Services Ltd.[143] a trouvé qu'une dose de 200 mg/l d'alun est la quantité optimale pour ramener le phosphore des étangs à un niveau inférieur à 1 mg/l. L'augmentation du phosphore d'un effluent est directement proportionnelle à une hausse des températures. Ces constatations corroborent celles d'Al-Layla et Middlebrooks qui ont trouvé qu'en présence d'alun, la coagulation des cellules des algues diminue avec une augmentation de la température[28]. On a constaté que la nouvelle solubilisation du phosphore est minimale et qu'elle peut être contrôlée par l'ajout d'alun. De faibles teneurs en oxygène dissous influent aussi sur elle. Le vent soufflait trop pour que l'on obtienne de bons effluents exempts de matières en suspension. La plupart des recherches qui ont utilisé du chlorure ferrique ont obtenu de bons taux d'élimination, mais ce produit est difficile à manipuler et d'un coût élevé.

Le coût de la chaux et son dosage constituent des inconvénients, le chlorure ferrique et l'alun étant à ce double point de vue plus avantageux. Dans le cas de la chaux, un

personnel plus nombreux est nécessaire, une plus grande quantité de boues est produite, le traitement donne lieu à d'importantes quantités de phosphates, de DBO et de MS, et du matériel supplémentaire est nécessaire pour les étapes de préparation et de dispersion. En outre, on a constaté qu'il faut utiliser des doses plus concentrées de chaux pour obtenir les mêmes taux d'élimination lorsque la température est extrêmement froide.

6.2 Aération complémentaire

Dans certains cas, il vaut mieux améliorer les effluents d'un étang par une aération complémentaire, ce qui permet une charge accrue sans problèmes d'odeurs concomitants.

Plusieurs rapports font ressortir des cas de bassins facultatifs surchargés qui ont pu être transformés en aérateurs mécaniques[144, 145]. Nous avons trouvé des données sur le rendement de bassins facultatifs d'aération de l'Alaska dans divers ouvrages dont le titre est donné dans les Références[146 à 152].

L'aération combat en outre la stratification, ce qui se traduit par un court-circuitage minimal. On signale que la charge en DBO admise dans les bassins d'aération est de cinq à dix fois celle des bassins facultatifs[153]. Champlin[154] pose la limite supérieure d'une aération complémentaire à 127 kg de DBO_5 par 1000 m^3, tandis que cette limite caractéristique est de 48 kg de DBO_5 par 1000 m^3 pour Boulier et Atchison[153]. La température joue un rôle de premier plan dans la fixation de ces limites.

Il existe un petit aérateur flottant bon marché qui s'adapte aux climats des régions septentrionales et dont le moteur submersible résiste au gel[155]. Pour la plupart des traitements réalisés dans ces régions, on a recours à une aération par diffusion d'air étant donné que les aérateurs mécaniques se révèlent peu sûrs lorsqu'on est en présence d'une épaisse couche de glace.

Les ouvrages consultés préconisent une alimentation en oxygène de 0,45 kg à 0,68 kg de O_2 par kilogramme de DBO_5 pour satisfaire à la charge en DBO.

Pour effectuer l'aération de l'étang, on a recommandé une puissance d'entrée minimale de 0,75 kW par 1000 m^3 d'eau afin d'assurer la présence d'oxygène dissous dans toutes les parties de l'étang[156]. Reid[47] a présenté un exemple pour déterminer la puissance au frein (BHP) d'une pompe à air.

Dans les conditions anaérobies qui règnent pendant le dégel du printemps, des aérateurs flottants pourraient procurer temporairement l'aération nécessaire[68]. On doit tenir compte de la demande en oxygène benthique des boues accumulées au printemps, qui peut alors être de trois à cinq fois celle de la charge en DBO selon Marais[157].

Le ministère ontarien de l'Environnement a entrepris des études pilotes et des études sur une grande échelle sur l'aération des effluents des étangs en vue d'éliminer l'acide sulfhydrique H_2S[158]. Même si l'on a éprouvé certaines difficultés à maintenir une profondeur de liquide suffisante pour assurer un transfert d'oxygène efficace, on estime que les résultats sont satisfaisants.

Dans un autre essai en laboratoire, on a utilisé une installation de post-aération. Bien qu'on soit ainsi parvenu à un taux impressionnant d'élimination de l'acide sulfhydrique, les problèmes d'odeurs apparaissant dans les étangs en amont n'ont pu être réglés. Il a été plus rentable d'aérer l'effluent seul plutôt que le contenu de tout l'étang pour éliminer cet acide. Comme autres avantages de cette méthode, on signale une plus grande quantité d'oxygène dissous et l'oxydation d'autres matières de l'effluent.

6.3 Filtration

On peut recourir à des techniques de filtration des réseaux d'étangs pour réduire les matières solides en suspension et la DBO des effluents. Rupke et Chisholm[159] ont étudié trois types de systèmes d'élimination des matières solides en suspension pendant les mois d'été dans le sud de l'Ontario. Le traitement chimique suivi d'une filtration et le microtamisage comptaient parmi ceux-ci. Le microtamis consistait en une toile en acier inoxydable à mailles de 23 microns. La méthode la plus efficace a consisté en une filtration sur lits multicouches, avec de l'anthracite et du sable utilisés dans un filtre de 0,2 m^2, dont la vitesse nominale d'alimentation était de 14,7 m/h.

Wittman *et al.*[160] ont réalisé des essais pratiques poussés en utilisant une toile de polyester à mailles de 1 micron pour l'élimination d'algues. Ces chercheurs ont trouvé que le microtamisage était un procédé prometteur qui ne présentait pas les problèmes précédents liés à l'utilisation d'une toile corrosive à mailles de 23 microns. L'efficacité du microtamisage peut être indépendante du pH ou du volume des algues en présence. On indique que la durée de vie utile d'un tamis en plastique à mailles de 20 microns peut être de deux ans ou plus[160, 161].

Metcalf et Eddy soutiennent qu'un traitement efficace peut être obtenu lorsqu'on conjugue le microtamisage à une filtration sur sable[2].

6.4 Épandage des boues sur le sol

L'épandage des boues d'épuration sur le sol est limité par les conditions du sol (perméabilité, pergélisol) et le régime thermique de la région. Dans une étude récente, l'EPA américaine a examiné en détail tous les aspects du traitement par épandage des

eaux usées des municipalités[162]. Middlebrooks *et al.*[11] ont dans ce contexte analysé l'amélioration d'effluents d'étangs et trouvé qu'il peut être nécessaire de recourir à des installations d'emmagasinage d'effluents dans les régions aux hivers rigoureux.

La contamination de la nappe phréatique est une des préoccupations importantes de l'épandage des boues sur le sol. Des niveaux élevés d'ammoniac et de nitrates peuvent se former dans la nappe phréatique et constituer un risque potentiel pour la santé des enfants en bas âge, si cette eau est utilisée à des fins de consommation. La plupart des microorganismes demeurent à un mètre ou moins de la surface en raison de l'adsorption et de la filtration.

6.4.1 Irrigation par infiltration. - L'infiltration rapide se rencontrera le plus souvent dans le traitement des eaux septentrionales. Les bassins d'infiltration de volume important conservent la chaleur, la végétation n'a pas besoin d'y être traitée et le rôle des bactéries y est réduit. En revanche, le sol peut geler par temps froid, la perméabilité du sol et sa stabilité due au dégel dépendent de conditions particulières et la nappe phréatique risque d'être polluée.

Les bassins d'infiltration rapide exploités en Alaska pendant les mois d'été donnent lieu à un régime thermique du sol qui réduit la pénétration de la gelée en hiver[96]. L'accumulation de neige et de glace accentue ce processus. Le guide de l'EPA américaine énumère certaines modifications qu'il faut apporter aux systèmes d'infiltration utilisés dans les régions septentrionales[162]. Selon cette liste, il faut:

a) couper le gazon ou les mauvaises herbes et recourir à un hersage avant le gel pour empêcher la formation d'une épaisse couche de glace sur le sol;

b) creuser un système de sillons dans la surface du bassin pour faciliter la constitution d'un pont de glace et empêcher le "couvercle" de coller au sol;

c) et utiliser des paraneiges pour faciliter l'amoncellement dans le bassin et ainsi améliorer la conservation de la chaleur dans les eaux et dans le sol.

L'irrigation par infiltration lente a fait l'objet de nombreuses recherches[163 à 166]. L'épuration repose sur l'action des microorganismes du sol et sur les cultures protectrices pour l'élimination des matières organiques et des substances nutritives. Ces processus sont inhibés ou interrompus par la neige et le froid. Des sols à textures fines, des sols parfois riches en glace et de faible perméabilité, des températures froides du sol et des saisons de croissance courtes restreignent l'utilisation de cette méthode dans le Nord.

SNC Tottrup Services Ltd.[167] a réalisé une étude complémentaire sur l'épandage des boues sur le sol deux ans après une irrigation. Les secteurs étudiés comprenaient Fort

Simpson, Norman Wells et Tuktoyaktuk (T.N.-O.). Ces chercheurs ont conclu que les eaux usées avaient des effets négligeables sur la végétation du milieu deux ans après le traitement. Cependant, l'épandage des boues sur le sol n'est pas recommandé en tant que principale méthode d'élimination dans les régions de pergélisol, étant donné que le sol est vite saturé et qu'on risque ainsi de contaminer la nappe phréatique et les eaux de surface.

6.4.2 Terres inondables. - Nichols[168] a étudié la dynamique de l'élimination des substances nutritives dans les terres inondables. Il est d'avis qu'on peut réaliser une élimination très poussée du phosphore et de l'azote à peu de frais. Hartland-Rowe et Wright[169], Slupsky et Firth[170] et Shaw[171] ont examiné la conception du réseau d'élimination des eaux usées par épandage sur des terres inondables à Hay River (T.N.-O.). Hartland-Rowe et Wright préconisaient l'utilisation de carex (laîches) comme plantes de terres inondables et une vitesse de passage minimale de 10 km/h pour obtenir une réduction adéquate des microorganismes et de la DBO[169].

Black *et al.*[172] ont étudié la possibilité d'utiliser des terres inondables pour améliorer l'effluent d'un étang ontarien.

Les résultats qu'ils ont obtenu sembleraient indiquer que des marais artificiels peuvent servir au traitement des effluents des étangs et les chercheurs concluent en disant que le temps de rétention, la configuration, le débit et la température sont les paramètres les plus importants. Les traitements faits en hiver donnent de piètres résultats.

La qualité d'un effluent dépend de l'emplacement, mais les auteurs consultés semblent soutenir qu'il est possible d'éliminer la DBO d'un effluent secondaire dans une proportion de 70 p. 100 à 90 p. 100 dans le cas de terres inondables, et l'azote dans une proportion de 40 p. 100 à 60 p. 100.

Une élimination peut aussi se faire sur des sols tourbeux. Labonté *et al.*[173] ainsi que Dubuc *et al.*[174] signalent des résultats encourageants relativement au traitement d'eaux d'égout brutes sur des sols tourbeux du nord du Québec. Metcalf et Eddy indiquent pour leur part que des taux élevés d'élimination de phosphore, d'azote et de coliformes fécaux ont été atteints dans une enquête sur l'utilisation de sols tourbeux au Minnesota[2].

6.5 Aquaculture

L'amélioration du milieu biologique par l'aquaculture dans les régions froides a été signalée par Serfling et Alsten[175], Pershe[176] et Reed et Bouzoun[177]. Daborn *et*

al.[178] ont étudié des populations de daphnies dans un étang de stabilisation d'eaux usées de la Nouvelle-Écosse, en hiver et en été. Neil a étudié la possibilité d'éliminer le phosphore, l'azote et les matières organiques par voie biologique et par la culture des algues, des lentilles d'eau, des daphnies et des larves mineuses dans des étangs de stabilisation en Ontario[179].

Le poisson, divers zooplanctons et des plantes aquatiques comme les jacinthes d'eau et les quenouille sont d'autres moyens d'amélioration biologique de la qualité des effluents par l'aquaculture.

Romanenko[180] signale une addition en lot d'algues sélectionnées pour améliorer l'élimination de la DBO qui suit le dégel du printemps. Outre une diminution en quatre volets de la DBO, aucune autre information n'a été fournie.

RÉFÉRENCES
(reproduites de l'anglais)

1. Pfeffer, J.T., "Anaerobic Lagoons - Theoretical Considerations," in Second Int'l Symp. on Wastewater Treatment Lagoons, R. McKinney (ed.), Kansas City, MO, 310-320, (June 23-24, 1970).

2. Metcalf & Eddy, Inc., Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse, 2nd Ed. McGraw-Hill Book Co., NY (1979).

3. Hall, N.M., "Water and Sewage Systems for Yellowknife", Eng. J. (Can.), 34, 164-170 (1951).

* 4. Environment Canada and Canada Mortgage and Housing Corp., "National Inventory of Municipal Waterworks and Wastewater Systems in Canada, 1981," Minister of Supply and Services, Can., Info. Can. Cat. No. En-44-10/81, Ottawa, Ont. (1981).

5. Smith, D.W. and V. Christensen, "Innovative Approaches to Sewage Collection, Treatment, and Disposal: Practices in Northern Canada," Can. J. of Civ. Eng., 9, 4, 653-662 (1982).

6. Alberta Environment, "Alberta Water and Wastewater Facilities Survey," Alberta Environment (1980).

7. Dawson, R.N., "Lagoon Sewage Treatment in the Mackenzie District, Northwest Territories," Div. of Public Health Eng., Dept. of Nat'l Health and Welfare, Can., Edmonton, Alberta (1967).

* 8. McKinney, R.E., "Algal Based Wastewater Treatment Systems," CSCE, Municipal-Environmental Division, Montreal, (in press) (1982).

9. Feachem, R.G., D.J. Bradley, H. Garelick, and D.D. Mara, Sanitation and Disease. Health Aspects of Excreta and Wastewater Management, World Bank Publication, John Wiley and Sons, NY (1983).

10. Government of Northwest Territories Water Board, "Guidelines for Municipal Type Wastewater Discharges in the N.W.T.", Yellowknife (1981).

11. Middlebrooks, E.J., C.H. Middlebrooks, J.H. Reynolds, G.Z. Watters, S.C. Reed, and D.B. George, Wastewater Stabilization Lagoon Design, Performance, and Upgrading, Macmillan, NY (1982).

12. Oswald, W.J., "Advances in Anaerobic Pond Systems Design," in Advances in Water Quality Improvement, Water Resource Symposium No. 1, E. Gloyna and W. Eckenfelder (eds.) Univ. of Texas Press, Austin, TX (1968).

13. McKinney, R.E., Microbiology for Sanitary Engineers, McGraw-Hill Book Co., NY (1962).

* Disponible en français.

14. U.S. EPA, "Waste Treatment Lagoons - State-of-the-Art," R.E. McKinney et al. (eds.) Missouri Basin Engineering Health Counc. U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 17090 EHX 07/71, Washington, DC (1971).

15. Brock, T.D., Biology of Microorganisms, 3rd Ed. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ (1979).

16. Fair, G.M., J.C. Geyer, and D.A. Okun, Water and Wastewater Engineering, Vol. 2, John Wiley and Sons, NY (1968).

17. Gaudy, A.F. and E.T. Gaudy, Microbiology for Environmental Scientists and Engineers, McGraw-Hill Book Co., NY (1980).

18. Schneiter, R.W., E.J. Middlebrooks, and R.S. Sletten, "Cold Region Wastewater Lagoon Sludge Accumulation," Water Res. (G.B.), 17, 9, 1201-1206 (1983).

19. Hilliard, D.K., "Observations on a Sewage Oxidation Pond in Southcentral Alaska," Arctic Aeromed. Lab., Ft. Wainwright, AK, Rep. No. AAL-TDR-64-17 (1965).

20. Goulden, C.E., "Biological Species Interactions and Their Significance in Wastewater Stabilization Ponds," in Advances in Water Quality Improvement - Ponds as a Waste Treatment Alternative, Water Resource Symposium No. 5, E. Gloyna and W. Eckenfelder (eds.), Univ. of Texas Press, Austin, TX (1976).

21. Silva, P.C. and G.F. Papenfuss, "A Systematic Study of the Algae of Sewage Oxidation Ponds," State Wat. Poll. Control Board., Pub. No. 7, CA (1953).

22. Neel, J.B. and G.J. Hopkins, "Experimental Lagooning of Raw Sewage," Sewage and Industrial Wastes, 28, 11, 1326-1356 (1956).

23. Oswald, W.J., "The Engineering Aspects of Microalgae," in Handbook of Microbiology, 2nd Ed. 319-552 (1977).

* 24. Gloyna, E.F., Waste Stabilization Ponds, Monograph Series No. 60, World Health Organization, Geneva (1971).

25. Uhlmann, D., "The Upper Limit of Phytoplankton Production as a Function of Nutrient Load, Temperature, Retention Time of the Water, and Euphotic Zone Depth," Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, 63, 3, 353-363 (1978).

26. Grady, C.P.L. and H.C. Lim, Biological Waste Treatment, Marcel Dekker, Inc., NY (1980).

27. Stumm, W. and J.J. Morgan, Aquatic Chemistry, 2nd Ed. John Wiley & Sons, NY (1981).

28. Al-Layla, M.A. and E.J. Middlebrooks, "Effect of Temperature on Algal Removal from Wastewater Stabilization Ponds by Alum Coagulation," Water Res. (G.B.) 9, 873-879 (1975).

29. Sawyer, C.N. and P.L. McCarty, Chemistry for Environmental Engineering, 3rd Ed. McGraw-Hill Book Co., NY (1978).

* Disponible en français.

30. Reed, S.C., "Nitrogen Removal in Wastewater Treatment Lagoons," U.S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Hanover, NH (1983).

31. Weber, W.J., Physicochemical Processes for Water Quality Control, Wiley-Interscience, NY (1972).

32. Brisbin, K.J., C.R. Forsberg, R.A. McDonald and N.W. McGrath, "Anaerobic Waste Stabilization Ponds," Water and Pollut. Control (Can.), 105, (Dec., 1967).

33. Bouthillier, P.H. and G.D. Brown, "Anaerobic Lagoons Provide Treatment for Edmonton Packing Wastes," Water and Pollut. Control (Can.), 109, 11, 27-29 (1971).

34. Reynolds, J.H., R.E. Swiss, C.A. Macko and E.J. Middlebrooks, "Performance Evaluation of an Existing Seven Cell Lagoon System," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 600/2-77-086 (1977).

35. Tikhe, M.L., "Aerofac Aerated Lagoons," J. Water Pollut. Control Fed., 47, 3, 626-629 (1975).

36. Johnston, G.H. (ed.) Permafrost: Engineering Design and Construction, John Wiley & Sons, Toronto (1981).

37. U.S. EPA, "Cold Climate Utilities Delivery Design Manual," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 600/8-79-027, Washington, DC (1979).

38. Brown, R.J.E., Permafrost in Canada: Its Influence on Northern Development, University of Toronto Press, Toronto (1970).

* 39. Smith, D.W., et al., "Cold Climate Utilities Delivery Design Manual," Environment Canada, Environmental Protection Service Rep. No. EPS-3-WP-79-2 (1979).

40. Linell, K.A. and C.W. Kaplar, "Description and Classification of Frozen Soils," U.S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Hanover, New Hampshire, Report No. CRREL 150 (1966).

41. U.S. Bureau of Reclamation, Design of Small Dams, U.S. Gov't. Printing Office, Washington, DC (1977).

42. Henry, J.G., "Psychrophiles in Waste Treatment, Canada," in Proc. Symp. on Wastewater Treatment in Cold Climates, E. Davis (ed.) Environment Canada, Environmental Protection Service, Econ. and Tech. Rev. Rep. No. EPS-3-WP-74-3, 305-331 (1974).

43. Gordon, R.C., "Depletion of Oxygen By Microorganisms in an Alaskan River," in Int'l Symp. on Wat. Poll. Cont. in Cold Climates, Univ. of Alaska, Fairbanks, AK, EPA 16100 EXH 11/71 (July, 1970).

44. Girling, R.M., A.R. Pick, and D.W. Van Es, "Further Field Investigations of Aerated Lagoons in the City of Winnipeg," in Proc. Symp. on Wastewater Treatment in Cold Climates, E. Davis (ed.) Environment Canada, Environmental Protection Service, Econ. and Tech. Rev. Rep. No. EPS-3-WP-74-3, 99-124 (1974).

* Disponible en français.

45. Grube, G.A. and S. Murphy, "Oxidation Ditch Works Well in Sub-arctic Climate," Water Sew. Works, 116, 267-271 (1969).

46. Sutton, P.M., K.L. Murphy and R.N. Dawson, "Low Temperature Biological Dentrification of Wastewater," in Proc. Symp. on Wastewater Treatment in Cold Climates, E. Davis (ed.) Environment Canada, Environmental Protection Service, Econ. and Tech. Rev. Rep. No. EPS-3-WP-74-3, 380-400 (1973).

47. Schneiter, R.W., "Cold Region Wastewater Lagoon Sludge: Accumulation, Characteristics and Digestion," Diss. Abstr. Int. B., 43, 5 (1982).

48. Clark, S.E., H.J. Coutts and R.L. Jackson, Alaska Sewage Lagoons, Alaska Water Lab., Working Paper No. 8, Fairbanks, AK (1970).

49. Stahl, J.B. and D.S. May, "Microstratification in Waste Treatment Ponds," J. Water Pollut. Control Fed., 39, 1, 72-88 (1967).

50. Wachs, A.M. and A. Berend, "Extra-deep Ponds," in Advances in Water Quality Improvement, Water Resource Symposium No. 1, E. Gloyna and W. Eckenfelder (eds.) Univ. of Texas Press, Austin, TX, 450-456 (1968).

51. Drews, R.J.L.C., "Field Studies of Large-scale Maturation Ponds with Respect to Their Purification Efficiency," Water Pollut. Control (G.B.), Part 3, 280-294 (1966).

52. Bilello, M.A., "Water Temperatures in a Shallow Lake during Formation, Growth, and Decay," U.S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Hanover, NH, Report No. CRREL, 213 (1967).

53. North and South Dakota Dept. of Health, "Sewage Stabilization Ponds in the Dakotas, Vol. I," NTIS Report No. PB-217 588 (1957).

54. Gloyna, E.F., "Basics for Waste Stabilization Pond Designs," in Advances in Water Quality Improvement, Water Resource Symposium No. 1, E. Gloyna and W. Eckenfelder (eds.) Univ. of Texas Press, Austin, TX, 397-408 (1968).

55. International Environmental Consultants Ltd., "Irradiation as an Alternative for Disinfection of Domestic Waste in the Canadian Arctic," Central Mortg. and Housing Corp., Ottawa, Ont. (1978).

56. Sparling, A.B., "Winter Operation of Sewage Lagoons in Manitoba," Dept. of Health, Env. San. Sect., Winnipeg, Man.

* 57. Halvorson, H., et al., "Microbiology of Domestic Wastes. I. Physiological Activity of Bacteria Indigenous to Lagoon Operation as a Function of Seasonal Change," Can. J. Microbiol., 14, 369 (1968).

58. Eckenfelder, W.W. Jr. and A.J. Englande, "Temperature Effects on Biological Waste Treatment Process," in Int'l Symp. on Wat. Poll. Cont. in Cold Climates, Univ. of Alaska, Fairbanks, AK, EXH 11/71, 180-190 (July, 1970).

59. Thirumurthi, D., "Relative Toxicity of Organics to Chlorella pyrendoidosa," Doctoral Dissertation, Univ. of Texas, Austin, TX (1966).

* Disponible en français.

60. Abeliovich, A. and Y. Azov, "Toxicity of Ammonia to Algae in Sewage Oxidation Ponds," Applied and Environmental Microbiology, 31, 6, 801-806 (1976).

61. Fisher, C.P., W.R. Drynan and G.L. Van Fleet, "Waste Stabilization Ponds in Canada," in Advances in Water Quality Improvement, Water Resource Symposium No. 1, E. Gloyna and W. Eckenfelder (eds.) Univ. of Texas Press, Austin, TX, 435-449 (1968).

62. Gloyna, E.F. and E. Espino, "Sulphide Production in Waste Stabilization Ponds," J. Sanit. Eng. Div., Am. Soc. of Civ. Eng., 95, SA3, 607-628 (1969).

63. Mitchell, R. and C. Chamberlin, "Survival of Indicator Organisms," in Indicators of Viruses in Water and Food, G. Berg (ed.) Ann Arbor Science Pub., Ann Arbor, MI, 15-37 (1978).

64. Parhad, N.M., and N.V. Rao, "Effect of pH on Survival of E. coli," J. Water Pollut. Control Fed., 46, 5, 980-986 (1974).

65. Malherbe, H.H. and M. Strickland-Cholmley, "Survival of Viruses in the Presence of Algae," in Transmission of Viruses by the Water Route, G. Berg (ed.) Wiley-Interscience, NY, 449-458 (1966).

66. Parker, C.D., "Microbiological Aspects of Lagoon Treatment," J. Water Pollut. Control Fed., 34, 2, 149-161 (1962).

67. McGarry, M.G. and P.H. Bouthillier, "Survival of S. typhi in Sewage Oxidation Ponds," J. Sanit. Eng. Div., Am. Soc. of Civ. Eng., 40, SA4, 33 (1966).

68. Bowles, D.S., E.J. Middlebrooks and J.H. Reynolds, "Coliform Decay Rates in Waste Stabilization Ponds," J. Water Pollut. Control Fed., 51, 1, 87-99 (1979).

69. Marais, G.V.R., "Fecal Bacterial Kinetics in Stabilization Ponds," J. Environ. Eng. Div., Proc. Am. Soc. Civ. Eng., 100, EE1, 119-140 (1974).

70. Dawson, R.N. and J.W. Grainge, "Proposed Design Criteria for Wastewater Lagoons in Arctic and Sub-Arctic Regions," J. Water Pollut. Control Fed., 41, 237-246 (1969).

71. Zickefoose, C. and R.B.J. Hayes, "Operations Manual: Stabilization Ponds," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 430/9-77-012, Washington, DC (1977).

72. Tilsworth, T. and D.W. Smith, "Cold Climate Facultative Oxidation Ponds," in Proc. of the Sixth Mid-America Conf. on Env. Eng. Design, Kansas City, MO (June, 1982).

73. Mangelson, K. and G. Watters, "Treatment Efficiency of Waste Stabilization Ponds," J. Sanit. Eng. Div., Am. Soc. of Civ. Eng., 98, SA2, 407-425 (1972).

74. Hatcher, K., "Permitting Options and Design Procedure for a Controlled Discharge Wastewater Treatment Facility," Instit. of Nat. Res., Univ. of Georgia, Athens, GA NTIS Report No. PB83 175265 (1982).

75. U.S. EPA, "Design Manual: Municipal Wastewater Stabilization Ponds," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 625/1-83-015 (1983).

76. Heinke, G.W., N.A. Jacobsen and H.K. Miyamoto, "Evaluation of the Sewage Lagoon at Inuvik, N.W.T.," Dept. of Civ. Eng., Univ. of Toronto, Toronto, Ont. (1972).

77. ASTM, "Standard Recommended Practice for Investigating and Sampling Soil and Rock for Engineering Purposes," in 1975 Annual Book of ASTM Standards, Part 19, Std. D420-69, 60-64 (1975).

78. Idel, K.H., et al., "Prop. for 'Quality Classes' in Soil Sampling in Rel. to Boring Methods and Sampling Equip.," Proc. Spec. Sess. No. 1 "Soil Sampling" 7th Int'l. Conf. on Soil Mech. and Found. Eng., Mex. (1969).

79. Grabow, W.O.K., O.W. Prozesky and Z.S. Smith, "Review Paper; Drug Resistant Coliforms Call for Review of Water Quality Standards," Water Res. (G.B.), 8, 1-9 (1974).

80. Smith, D.W. and R. Gerard, "Mixing and Microorganism Survival in the Slave River, N.W.T.," Proc. ASCE Spec. Conf. on the Northern Community, A Search for a Quality Environment, New York, 449-470 (1981).

81. Slanetz, L.W., C.H. Bartley, T.G. Metcalf and R. Nesman, "Survival of Enteric Bacteria and Viruses in Municipal Sewage Lagoons," in Second Int'l Symp. on Wastewater Treatment Lagoons, R. McKinney (ed.) Kansas City, MO (June 23-24, 1970).

82. Gordon, R.C., "Winter Survival of Fecal Indicator Bacteria in a Subarctic Alaskan River," Office of Research and Monitoring, U.S. Environmental Protection Agency EPA-RE-72-013 (1972).

83. Davenport, C.V., E.B. Sparrow and R.C. Gordon, "Fecal Indicatory Bacteria Persistence Under Natural Conditions in an Ice-covered River," Applied and Environmental Microbiology, 32, 4, 527-536 (1976).

84. Dahling, D.R. and R.S. Safferman, "Survival of Enteric Viruses Under Natural Conditions in a Subarctic River," Applied and Environmental Microbiology, 38, 1103-1110 (1979).

85. Prier, J.E. and R. Riley, "Significance of Water in Natural Animal Virus Transmission," in Transmission of Viruses by the Water Route, G. Berg (ed.) Wiley-Interscience, NY, 287-300 (1966).

86. Katzenelson, E., "Survival of Viruses," in Indicators of Viruses in Water and Food, G. Berg (ed.) Ann Arbor Science Pub., Ann Arbor, MI, 39-50 (1978).

87. Clarke, N., G. Berg, P. Kabler and S.L. Chang, "Human Enteric Viruses in Water: Source, Survival, and Removability," in Advances in Water Pollution Research, Proc. of First Int'l Conference on Water Pollution Research, London, 523-541 (1962).

88. Bitton, G., "Survival of Enteric Viruses," in Water Pollution Microbiology, Volume 2, R. Mitchell (ed.) Wiley-Interscience, New York, 273-299 (1978).

89. Yamamoto, T., "Preliminary Analysis of Enteric Virus Content of Wastewaters in Selected Communities in the North West Territories and Alberta," Dept. of Microbiology, Univ. of Alberta, Edmonton, Alberta (1975).

90. Slanetz, L.W., et al., "Survival of Enteric Bacteria and Viruses in Oxidation Pond Systems," Water Resour. Res., Univ. of New Hampshire Rep. No. 6 (1972).

91. Berg, G., "Removal of Viruses from Water and Wastewater," in Proceedings of the Thirteenth Water Quality Conference. Viruses and Water Quality: Occurrence and Control, V. Snoeyink and V. Griffin (eds.) Dept. of Civ. Eng., Univ. of Illinois, Urbana, IL, 126-136 (Feb., 1971).

92. Berg, G., "Removal of Viruses from Sewage, Effluents, and Waters, I: A Review," Bull. World Health Org., 49, 451-460 (1973).

93. Bell, J.B. et al., "Incidence of R-Factors in Coliform, Fecal Coliform, and Salmonella Populations of the Red River in Canada," Applied and Environmental Microbiology, 40, 486-? (1980).

94. Bell, J.B., W.R. Macrae and G.E. Elliott, "R Factors in Coliform - Fecal Coliform Sewage Flora of the Prairies and N.W.T. of Canada," Applied and Environmental Microbiology, 42, 2, 204-210 (1981).

95. Bell, J.B., G.E. Elliott and D.W. Smith, "Influence of Sewage Treatment and Urbanization on Selection of Multiple Resistance in Fecal Coliform Populations," Applied and Environmental Microbiology, 46, 1, 227-232 (1983).

96. Kĭsh, A.J. and J.R. Lampky, "Survival Incidence of Antibiotic Resistant Coliforms in a Lagoon System," J. Water Pollut. Control Fed., 55, 5, 506-512 (1983).

97. Slaughter, C.W. and D.L. Kane, "Hydrologic Role of Shallow Organic Soils in Cold Climates," Canadian Hydrology Symposium: 79-Cold Climate Hydrology Proc., Vancouver, B.C. Nat'l Res. Council of Can., 380-389 (1979).

98. Sletten, R.S., "Land Application of Wastewater in Permanent Areas," in Proceedings Third Annual Permafrost Conference, Edmonton, Alberta, 5, 911-917 (July, 1978).

99. Canter, L.W., A.J. Englande Jr. and A.F. Mauldin Jr., "Loading Rates on Waste Stabilization Ponds," J. Environ. Eng. Div., Proc. Am. Soc. Civ. Eng., 95, SA6, 1117-1129 (1969).

100. Fielding, M.B., Report on Waste Stabilization Pond Berm Erosion, Ontario Water Resources Commission, Res. Rep. No. 10 (1966).

101. Botz, J.J. and W.M. Heas, "Construction of an Embankment with Frozen Soil," U.S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Hanover, NH, Report No. CRREL, SR80-21, 105 pp. (1980).

102. Chichak, M.F., "The Use of Synthetic Lining Materials in Reservoirs and Retaining Ponds," unpublished, Dept. of Civ. Eng., Univ. of Alberta, Edmonton, Alberta (1982).

103. U.S. EPA, "Wastewater Stabilization Pond Linings," U.S. Environmental Protection Agency MCD-54, 116 pp. (1978).

104. Acres Consulting Services Limited, "Review of Spray-on or Grouting Sealants for Petroleum Product Storage Areas and Dykes in the North," Environment Canada, Environmental Protection Service, Econ. and Tech. Rev. Rep. No. EPS-3-EC-76-12, 23 pp. (1976).

105. Imperial Oil Limited, "State-of-the-Art Review of Petroleum Spill Contaminant Dykes in the North," prepared for Env. Emergency Br., Environment Canada, Environmental Protection Service, 25 p. (1974).

106. Kosicki, P., "Use of Bentonite as a Soil Sealant," Bulletin West. Can. Water and Sewage Conf., 39, 3, 8-10 (1979).

107. Jarrett, P.M., "The Use of Fabrics Beneath Compacted Fills on Peat," National Res. Council (Can.), Associate Committee on Geotech. Res. (1979).

108. Kays, W.B., Construction of Linings for Reservoirs, Tanks and Pollution Control Facilities, John Wiley and Sons, Toronto (1977).

109. Moore, H.E. and F.H. Sayles, "Excavation of Frozen Materials," in Building Under Cold Climates and on Permafrost, U.S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Hanover, NH, Report No. CRREL 80-40, 323-345 (1980).

110. Thornton, D.E. and P. Blackall, "Field Evaluation of Plastic Film Liners for Petroleum Storage Areas in the Mackenzie Delta," Environment Canada, Environmental Protection Service Rep. No. EPS-3-EC-76-12, Ottawa (1976).

111. Matrecon Inc., "Lining of Waste Impoundments and Disposal Facilities," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA SW870 Cincinatti, OH (1980).

112. Allen, T., T.S. Vinson and J.R. Bell, "Tensile Strength and Creep Behaviour of Geotextiles in Cold Regions Applications," 2nd Internat'l Conf. on Geotextiles. Proc. Ind. Fabrics Assoc. Internat'l, III 775-780 (1982).

113. Karn, R.V., "Stabilization Pond Operation and Maintenance," Illinois Assoc. of Water Poll. Cont. Operators Conf. Springfield, IL (April 19, 1977).

114. W.P.C.F. and Env. Can., "WPCF Wastewater Treatment Skill Training Package," Joint Publication WPCF and Env. Can.: Avail. Wat. Poll. Cont. Fed. Washington, DC (1981).

115. Karn, R.V., "The Interrelationship of Theory, Design, Operation and Maintenance of Controlled Discharge Wastewater Stabilization Ponds," presented at the 52nd WPCF Conf., Abstr. of Tech. Papers, Session 44 (1979).

116. Thon, J., "Experience with Municipal Waste Stabilization Ponds in the Province of Ontario," Ontario Water Resources Commission, Res. Rep. No.7 (1964).

117. Lawson, P.D., "Sludge Handling and Disposal Problems in the Prairie Provinces," Tech. Transfer Sem. on Sludge Handling & Disposal, Calgary, Alberta (Feb., 1977).

118. Reynolds, J.H., J.S. Russell and E.J. Middlebrooks, "Intermittent Sand Filtration to Upgrade Lagoon Effluents," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 600/9-79-011, Cincinnati, OH (1979).

119. U.S. EPA, "Upgrading Existing Lagoons," Technology Transfer Publication, Wash., DC (1973).

120. Middlebrooks, E.J., D.H. Falkenborg and R.F. Lewis, (eds.) Proceedings of Conference on Performance and Upgrading of Wastewater Stabilization Ponds, U.S. 600/9-79-011, Washington, DC (1978).

121. Middlebrooks, E.J. and G.R. Marshall, "Stabilization Pond Upgrading with Intermittent Sand Filters," Inst. of Water Resour., Univ. of Alaska, Fairbanks, AK Rep. No. 62, 259-312 (1975).

122. Middlebrooks, E.J. et al., "Evaluation of Techniques for Algae Removal from Wastewater Stabilization Ponds," Utah Water Res. Lab., Utah State Univ., Logan, UT (1974).

123. Johnson, B.A. et al., "Mathematical Model for the Disinfection of Waste Stabilization Lagoon Effluent," J. Water Pollut. Control Fed., 50, 2002-2015 (1978).

124. Caldwell, D.H., D.S. Parker and W.R. Uhte, "Upgrading Lagoons," U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC (1973).

125. Smith, D.W. and J.J. Cameron, "Wastewater Treatment and Disposal Alternatives in Northern Regions," in Proceedings of Environmental Standards for Northern Regions, Inst. of Water Resour., Univ. of Alaska, Fairbanks, AK Rep. No. 62 (1975).

126. Airaksinen, J.U., "Improvement of the Quality of Waste Pond Effluents in Northern Areas by Chemical Pre-precipitation," Progr. Water Technol. (G.B.) 10, 5/6, 899-906 (1978).

127. Reed, S.C., "Alternatives for Upgrading U.S. Air Force Wastewater Lagoons in Alaska," prepared for U.S. Air Force Headquarters by CRREL, (1976).

128. Smith, D.W. and J.B. Bell, "Wastewater Disinfection: Evaluation of Significant Factors," in Proc. Int'l. Conf., Water Ind. '81, Brighton, G.B. (1981).

129. Chambers, C.W., "An Overview of the Problems of Disinfection," in Proc. Symp. on Wastewater Treatment in Cold Climates, E. Davis (ed.) Environment Canada, Environmental Protection Service, Econ. and Tech. Rev. Rep. No. EPS-3-WP-74-3 (1974).

130. Johnson, B.A., et al., "Waste Stabilization Lagoon Microorganism Removal Efficiency and Effluent Disinfection with Chlorine," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 600/2-79-018, Cincinnati, OH (1979).

131. Culp, R.L., "Breakpoint Chlorination for Virus Inactivation, "J. Am. Water Works Assoc., 66, 12, 699-703 (1974).

132. Durham, D. and H.W. Wolf, "Wastewater Chlorination: Panacea or Placebo," Water Sew. Works, 120, 10, 67-71 (1973).

133. Johnson, B.A. et al., "Design of a Chlorination System for Lagoon Disinfection," in Proc. of the Nat'l Symp. on Prog. in Wastewater Disinfect. Tech., U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 600/9-79-010 (1979).

134. Gordon, R.C., "Chlorine Disinfection of Treated Wastewater in a Baffled Contact Chamber at less than 1°C," in Proc. Symp. on Wastewater Treatment in Cold Climates, E. Davis (ed.) Environment Canada, Environmental Protection Service, Econ. and Tech. Rev. Rep. No. EPS-3-WP-74-3, 438-481 (1974).

135. Given, P.W. and D.W. Smith, "Disinfection of Dilute, Low Temperature Wastewater Using Ozone," Ozone: Sci. Eng., 1, 91-106 (1979).

136. Given, P.W. and D.W. Smith, "Pilot Studies of Ozone Disinfection and Transfer in Wastewater," in Municipal Wastewater Disinfection, Proc. of 2nd Nat'l. Symp., U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 600/9-83-009 (1982).

137. Morrison, S.M. and K.L. Martin, "Lime Disinfection of Sewage at Low Temperatures," in Proc. Symp. on Wastewater Treatment in Cold Climates, E. Davis (ed.) Environment Canada, Environmental Protection Service, Econ. and Tech. Rev. Rep. No. EPS-3-WP-74-3, 482-506 (1974).

138. Morrison, S.M., K.L. Martin and D.E. Humble, "Lime Disinfection of Sewage Bacteria at Low Temperatures," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 600/2-73-017, Washington, DC (1973).

139. Potter, C.L., "The Effects of Varying Lime Dosage and Temperature on Calcium Phosphate Precipitation in Anaerobic Lagoons Treating Domestic Waste Water," M.Sc. Thesis, Dept. of Civil Eng., Univ. of Sask., Regina, Sask. (1974).

140. Balmer, P. and V.K. Bjarne, "Domestic Wastewater Treatment with Oxidation Ponds in Combination with Chemical Precipitation," Progr. Water Technol. (G.B.), 10, 5/6, 867-880 (1978).

141. Nyholm, N. et al., "Restoration of Lake Nakskov Indrefjord, Denmark, Using Algal Ponds to Remove Nutrients From Inflowing River Water," Progr. Water Technol. (G.B.), 10, 881-892 (1978).

142. Graham, H.J. and R.B. Hunsinger, "Phosphorus Removal in Seasonal Retention Lagoons by Batch Chemical Precipitation," Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Res. Rep. No. 13, Information Canada Cat. No. En 43-11/13 (1973).

143. Pollutech Pollution Advisory Services, Ltd., "Nutrient Control in Sewage Lagoons, Vol. II," Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Res. Rep. No. 23, Info. Can. Cat. No. En 43-11/23 (1975).

144. Arceivala, S.J., Wastewater Treatment and Disposal, Marcel Dekker, Inc., NY (1981).

145. McKinney, R.E. and P. Benjes, "Evaluation of Two Aerated Lagoons," J. Sanit. Eng. Div., Am. Soc. of Civ. Eng., 91, (1965).

146. Reid, L.C., "The Aerated Sewage Lagoon in Arctic Alaska," in Western Can. Water and Sewage Conf., 17th Annual Conv., Edmonton, Alta. (1965).

147. Reid, L.C., "Design and Operation of Aerated Lagoons For the Arctic and Subarctic," EPA Tech. Trans. Design Seminar, Anchorage, AK (1975).

148. Reid, L.C., "Design Criteria for a Sewage Oxidation Pond at Galena AFS," Arctic Health Research Center, Fairbanks, AK (1965).

149. Reid, L.C., "The Operation of an Aerated Waste Stabilization Pond in Central Alaska," Water Sew. Works, (Aug., 1966).

150. Hinde, J.N., "Design Considerations for Aerated Sewage Lagoons in Northern Climates," in Western Can. Water and Sewage Conf., 16th Annual Conv., 67-70 (1964).

151. Hinde, J.N., "Pollution Control the Natural Way," Hinde Engineering Co., Highland Pk., IL (1968).

152. Hinde Manufacturing Ltd., "Cost Effectiveness Analysis, Air-Aqua Waste Treatment System," Hinde Engineering Co., Highland Pk., IL, unpublished (1975).

153. Boulier, G.A. and T.J. Atchison, "Practical Design and Application of the Aerated-Facultative Lagoon Process," Hinde Engineering Co., Highland Pk., IL (1975).

154. Champlin, R.L., "Supplementary Aeration of Lagoons in Rigorous Climate Areas," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 17050 DVO, Washington, DC (1971).

155. Landine, R.C. and T. Viraraghavan, "Lagoon Aerator: Not Just a Fair Weather Friend," Water Wastes Eng. (G.B.), 16, 6, 28-29 (1979).

156. Adams, C. and W.W. Eckenfelder, Process Design Techniques for Industrial Waste Treatment, Enviro Press, Nashville, TN (1974).

157. Marais, G.V.R., "Dynamic Behaviour of Oxidation Ponds," in Second Int'l Symp. on Wastewater Treatment Lagoons, R. McKinney (ed.) Kansas City, MO, 15-46 (June 23-24, 1970).

158. Bradley, B. and W. Lewandoski, "Removal of Hydrogen Sulphide from Lagoon Effluents by Post-aeration Biochemical Oxidation, A Pilot Scale Study," Ontario Ministry of Environment, TN 7029 (1981).

159. Rupke, J.W.G. and K. Chisholm, "Upgrading of Sewage Lagoon Effluents," Ontario Ministry of the Environment, Report No. 54, Info. Can. Cat. No. En 43-11/54 (1977).

160. Wittman, J.W., J.B. Cravens and R.A. Kormanik, "Innovative Application of Micro-screening in Lagoon Effluent Polishing," in Proc. of the Sixth Mid-America Conf. on Env. Eng. Design, Kansas City, MO (June, 1982).

161. Koopman, B.L., J.R. Benemann, and W.J. Oswald, "Pond Isolation and Phase Isolation for Control of Suspended Solids and Concentration in Sewage Oxidation Pond Effluents," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 600/9-79-011, Cincinnati, OH (1979).

162. U.S. EPA, "Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 625/1-81-013, Washington, DC (1981).

163. Wallace, A.T., "Land Application of Lagoon Effluents," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 600/9-79-011, Cincinnati, OH (1979).

164. Leland, D.E., D.C. Wiggert and T.M. Burton, "Winter Spray Irrigation of Secondary Municipal Effluent," J. Water Pollut. Control Fed., 57, 7, 1850-1858 (1979).

165. Kardos, L.T. et al., "Renovation of Secondary Effluent for Reuse as a Water Resource," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 660/2-74-016, Washington, DC (1974).

166. Iskander, I. et al., "Wastewater Renovation by a Prototype Slow Infiltration Land Treatment System," U.S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Hanover, NH, Report No. CRREL 76-19 (1976).

167. SNC Tottrup Services Ltd., "Effects of Land Sewage Disposal on Arctic and Subarctic Vegetation," Edmonton, Alberta (1975).

168. Nichols, D.S., "Capacity of Natural Wetlands to Remove Nutrients from Wastewaters," J. Water Pollut. Control Fed., 55, 5, 495-505 (1983).

169. Hartland-Rowe, R.C.B. and P.B. Wright, "Swamplands for Sewage Effluents, Final Report," Task Force on North, Oil Dev., Rep. 74-4, Info. Can. Cat. No. R72-13174, Ottawa, Ont. (1974).

170. Slupsky, J.W. and R. Frith, "Report on the Town of Hay River Sewage Lagoon, Hay River, N.W.T." Department of Environment, Public Health Engineering Division, Edmonton, Alberta (1971).

171. Shaw, J.W., "Report on the Town of Hay River Sewage Lagoon," Dept. of Nat. Health and Welfare, Public Health Eng. Div., Edmonton, Alberta (1970).

172. Black, S.A., W.I. Wile and G. Miller, "Sewage Effluent Treatment in an Artificial Marshland," in Proceedings of Technology Transfer Conference No. 2, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, 133-175 (1981).

173. Labonte, R. et al., "Wetlands Utilization for Sewage Treatment in Northern Quebec, Canada," in Proc. of 5th Int'l. Symp. on Circumpolar Health, B. Harvald and J.P. Hart Hansen (eds.) Copenhagen (1981).

* 174. Dubuc, Y., R.C. Roy and R. Labonte, "Treatment of Wastewater by Peatlands in the James Bay Area, Province of Quebec," Ecole Polytechnique de Montréal, Montreal, Canada (1983).

175. Serfling, S.A. and C. Alsten, "An Integrated, Controlled Environment Aquaculture Lagoon Process for Secondary or Advanced W.W. Treatment," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 600/9-79-011, Cincinnati, OH (1979).

176. Pershe, E.R., "Combined Aquaculture Systems for Wastewater Treatment in Cold Climates: An Engineering Assessment," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 1980-430/9-80-007, 105-127 (1980).

* Disponible en français.

177. Reed, S.C. and J. Bouzoun, "Aquaculture for Wastewater Treatment in Cold Climates," Proc. Spec. Conf., The Northern Community, Am. Soc. Civ. Eng., NY, 482-492 (1981).

178. Daborn, G.R., J.A. Hayward and T.E. Quinney, "Studies on Daphnia pulex in Sewage Oxidation Ponds," Can. J. of Zoology, 56, 6, 1392-1401 (1978).

179. Neil, J.H., "The Harvest of Biological Production as a Means of Improving Effluents from Sewage Lagoons," Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Res. Rep. No. 38, Info. Can. Cat. No. En 43-11/38 (1976).

180. Romanenko, N.A., "Hygienic Evaluation of Biological Ponds in Practical Treatment of Effluents," Hygiene & Sanitation, 36, 1-3, 281-284 (1971).

BIBLIOGRAPHIE
(reproduite de l'anglais)

Abeliovich, A. and D. Weisman, "Role of Heterotrophic Nutrition in Growth of Red Alga Scenedesmus obliquus in High Rate Oxidation Ponds," Applied and Environmental Microbiology, 35, 1, 32-37 (1977).

Adams, W.D., "A Classification of Freshwater Ice," Musk Ox, 18, 99-102 (1976).

Adams, W.D., "Diversity of Lake Cover and It's Implications," Musk Ox, 18, 86-98 (1976).

Ahmed, K., "Role of Fungi in Oxidation Ponds," Pakistan Journal of Biochemistry, 83-88 (1980).

Alberta Environment, "A Report on Sewage Lagoon Continuous Effluent Discharge Evaluation," Alberta Environment (1980).

Alberta Environment, "Recommended Guidelines for Design, Approval, and Operation of Sewage Lagoons for Small Municipalities and Private Developments," Standards and Approvals Division, Edmonton, Alberta (1977).

Alferova, L.A., I.V. Skirdov, V.G. Ponomarev, B.M. Hudenko, V.A. Gladkov and Z.I. Rogovskaya, "Sewage Treatment in the Northern Areas of the U.S.S.R.", in Proc. Symp. on Wastewater Treatment in Cold Climates, E. Davis (ed.) Environment Canada, Environmental Protection Service, Econ. and Tech. Rev. Rep. No. EPS-3-WP-74-3, 64-74 (1974).

Alkire, B.D., W.M. Haas and J.J. Botz, "Winter Earthwork: Embankment Construction Using Frozen Soil," Can. Geotech. Jour., 13, 4, 364-371 (1976).

Allum, M.O. and C.E. Carl, "The Role of Ponds in Wastewater Treatment," Second Int'l Symp. and Wastewater Treatment Lagoons, R. McKinney (ed.), Kansas City, MO, 7-10 (June 23-24, 1970).

Alter, A.J., "Arctic Sanitary Engineering," U.S. Federal Housing Admin., Washington, DC (1950).

Alter, A.J., "Sewerage and Sewage Disposal in Cold Regions," U.S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Hanover, NH, Monograph III-C5b (1969).

Am. Pub. Health Assoc., Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 15th Ed. APHA, Washington, DC (1980).

Amin, P.M. and S.V. Ganapati, "Biochemical Changes in Oxidation Ponds," J. Water Pollut. Control Fed., 44, 2, 183 (1972).

Anderegg, J.A. et al., "Sewage Lagoons in Alaska," U.S. Dept. of Health, Ed. and Welfare, Pub. Health Service, Env. San. Sect., Anchorage, AK (1959).

Anderegg, J.A., C.F. Walters, D. Hilliard and H.F. Myers, "Eskimo Algae Make Lagoons Works at the Arctic Circle," Waste Engineering (June, 1960).

Andersland, O.B. and D.M. Anderson (eds.), Geotechnical Engineering for Cold Regions, McGraw-Hill Book Co., NY (1978).

Anon., "Dredge used to Clean Sludge Lagoons," Water Sew. Works, 117, 12, 417 (1970).

Associated Engineering Services Ltd., "Environmental Effects of Domestic Waste Discharges to Marine Arctic Waters," Dept. of Loc. Gov't, N.W.T. Territorial Gov't, Yellowknife, N.W.T. (1980).

Associated Engineering Services Ltd., "Potential Impact of Wastewater From Communities on the Liard, Peel and Mackenzie Rivers," Dept. of Loc. Gov't, N.W.T. Territorial Gov't., Yellowknife, N.W.T. (1978).

Aulenbach, D., et al., "Thirty-five Years of Use of a Natural Sand Bed for Polishing a Sec. Treated Effl.," in Wat. Poll. Cont. in Low Dens. Areas., Univ. Press of New Engl., 227-240 (1975).

Azov, Y., G. Shelef and N. Narkis, "Effect of Hard Detergents on Algae in High Rate Oxidation Ponds," Applied and Environmental Microbiology, 43, 491-492 (1981).

Bain, R.C., P.L. McCarty, J.A. Robertson and W.H. Pierce, "Effects of an Oxidation Pond Effluent on Receiving Water in the San Joaquin River Estuary," in Second Int'l Symp. on Wastewater Treatment Lagoons, R. McKinney (ed.), Kansas City, MO (June 23-24, 1970).

Barker, L.S., "A Case History Examination of Lagoon Upgrading Techniques,"U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 600/9-79-011, Cinn., OH (1979).

Barsom, G., "Lagoon Performance and the State of Lagoon Technology," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA R2-73-144, Washington, DC (1973).

Barsvery, A.K., M.D. Maclean and C.B.H. Cragg, "Instrumented Case Histories of Fabric Reinforced Embankments Over Peat Deposits," 2nd Internat'l Conf. on Geotextiles. Proc. Ind. Fabrics Assoc. Internat'l III, 647-652 (1982).

Bell, R.G., "Performance of Fecal Coliform Indicator Bacteria on Alfalfa Irrigated with Municipal Sewage Lagoon Effluent," J. Environ. Qual., 5, 1, 39-42 (1976).

Bell, R.G. and J.B. Bole, "Elimination of Fecal Coliform Bacteria from Soil Irrigated with Municipal Sewage Lagoon Effluent," J. Environ. Qual., 7, 2, 193-196 (1978).

Benarde, M.A., "Indicators and Public Health Effects," in Bacterial Indicators of Pollution, W.O. Pipes (ed.) CRC Press Inc., Boca Raton, FL, 67-81 (1982).

Benefield, L.D. and L.W. Randall, Biological Process Design for Wastewater Treatment, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ (1980).

Berg, G., "The Indicator System," in Indicators of Viruses in Water and Food, G. Berg (ed.) Ann Arbor Science Pub., Ann Arbor, MI, 1-13 (1978).

Berg, G., S.L. Chang and E.K. Harris, "Devitalization of Microorganisms by Iodine. 1. Dynamics of the Devitalization of Enteroviruses by Elemental Iodine," Virology, 22, 269 (1964).

* Berger, T.R. (Mr. Justice), "Northern Frontier Northern Homeland, The Report of the Mackenzie Valley Pipeline Inquiry. Volume II, Terms and Conditions," Supply and Services Canada, Ottawa (1977).

Berthouex, P.M. and W.G. Hunter, "Problems Associated with Planning BOD Experiments," J. Sanit. Eng. Div., Am. Soc. of Civ. Eng., 97, SA3, 333-344 (1971).

Berthouex, P.M. and W.G. Hunter, "Statistical Experimental Design: BOD Tests," J. Sanit. Eng. Div., Am. Soc. of Civ. Eng., 97, SA4, 393-406 (1971).

Bethell, G., "Start-up Characteristics and Performance Evaluation of an Anaerobic Sewage Lagoon North of 60, Whitehorse, Yukon Territory," Environment Canada, Environmental Protection Service, Pacific and Yukon Region Rep. No. 81-9, Whitehorse, Y.T. (1981).

Black, S.A., "Icing of Mechanical Aerators on Lagoons under Cold Climate Operating Conditions," Ontario Water Resources Commission, Bulletin, RP-2018 (1968).

Bouthillier, P.H. and G.D. Brown, "Edmonton's Anaerobic Lagoons," Water and Pollut. Control (Can.), 109, 12, 26, 41-42 (1971).

Bouthillier, P.H. and K. Simpson, "Oxygen Depletion in an Ice Covered River," J. Sanit. Eng. Div., Am. Soc. of Civ. Eng., 98, SA2, 341-351 (1971).

Bouwer, H., "High Rate Land Treatment," Water Spectrum, 6, 1-18 (1974).

Boyd, W.L. and J.W. Boyd, "Microbiological Studies of Aquatic Habitats of the Area of Inuvik, N.W.T.," Arctic, 20, 1, 27-41 (1967).

Bradley, B. and W. Lewandoski, "Control of Hydrogen Sulphide in Waste Stabilization Ponds and Effluents," Ontario Ministry of Environment, TN 7023 (1981).

Bratby, J., Coagulation and Flocculation, Uplands Press Ltd., Croydon, England (1980).

Brown, L.D. and C.R. Dorn, "Fish, Shellfish, and Human Health", J. Food Protection, 40, 712-717 (1977).

Brungs, W.E., "Effects of Residual Chlorine on Aquatic Life: Literature Review," J. Water Pollut. Control Fed., 45, 10, 2180 (1973).

Burkhead, C.E. and W.J. O'Brien, "Lagoons and Oxidation Ponds", J. Water Pollut. Control Fed., 45, 6, 1054-1059 (1973).

Burns, G.E., "Evaluation of Aerated Lagoons in a Cold Climate," in Western Can. Water and Sewage Conf., 22nd Annual Conv., Winnipeg, Man. (1970).

Burns, G.E., R.M. Girling, A.R. Pick and D.W. Van Es., "A Comparative Study of Aerated Lagoon Treatment of Municipal Wastewaters," in Second Int'l Symp. on Wastewater Treatment Lagoons, R. McKinney (ed.), Kansas City, MO, 258-276 (June 23-24, 1970).

* Disponible en français.

Buxton, G.V. and S.A. Ross, "Wastewater Disinfection: Toward a Rational Policy," J. Water Pollut. Control Fed., 51, 2023 (1979).

Cabelli, V., "Epidemiology of Enteric Viral Infections," in Viruses and Wastewater Treatment, M. Goddard and M. Butler (eds.) Pergamon Press, Toronto, 291-304 (1981).

Cabelli, V., "New Standards for Enteric Bacteria," in Water Pollution Microbiology, Volume 2, R. Mitchell (ed.) Wiley-Interscience, NY, 233-271 (1978).

Cabelli, V.J., "Indicators of Recreational Water Quality in Bacteria," in Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water, Proc. of Symposium A. Hoadley and B. Dutka (eds.) Tech. Pub. 635, ASTM, Philadelphia, Pa, 222-238 (1977).

Cabelli, V., A. Dufour, L. McCabe and M.A. Levin, "Swimming Associated Gastroenteritis and Water Quality," Am. J. Epidemiology, 115, 4, 606-616 (1982).

Cairns, V.W. and K. Conn, "Acute Lethality of Wastewater Disinfection Alternatives to Juvenile Rainbow Trout (Salmo gairdneri)," Ontario Ministry of the Environment, Toronto Res. Rep. No. 92 (1977).

Cameron, J.J., "Waste Impounding Embankments in Permafrost Regions," in Some Problems of Solid and Liquid Waste Disposal, Environment Canada, Environmental Protection Service, Technol. Dev. Rep. No. EPS-4-NW-76-2, 141-230 (1976).

Cameron, J.J., "Water and Energy Conservation Alternatives for the North," in Util. Del. in Northern Reg. Symp., Environment Canada, Environmental Protection Service, Econ. and Tech. Rev. Rep. No. EPS-3-WP-80-5, Edmonton, Alberta, 4-88 (May, 1979).

Cameron, J.J., V. Christensen and D.J. Gamble, "Water and Sanitation in the N.W.T.," The Northern Engineer, 9, 4 (1977).

Camp, T.R. and P.C. Stein, "Velocity Gradients and Internal Work in Fluid Motion," J. Boston Soc. Civ. Eng., 30, 4, 219-237 (1943).

* Canadian Government, "National Inventory of Municipal Waterworks and Wastewater Systems. Performance Data," unpublished, Environment Canada, Environmental Protection Service (1981).

Chambers, C.W., "Chlorination for Control of Bacteria and Viruses in Treatment Plant Effluents," J. Water Pollut. Control Fed., 43, 228-241 (1971).

Chambers, C.W., P.W. Kabler, G.R. Malaney and A. Bryant, "Iodine as a Bactericide," Soap and San. Chem., 28, 149 (1952).

Chapman, D.T., "Mixing Efficiency as Estimated by Non-Linear Least Squares," in Proc. Conf. Can. Soc. for Civil Eng., Edmonton, Alberta (1982).

Christensen, V. "Evolution of the Water and Sanitation Policy and Program in the N.W.T.," Dept. of Loc. Gov't. N.W.T. Territorial Gov't., Yellowknife N.W.T. (1979).

* Disponible en français.

Christensen, V., "General Guidelines for Planning and Preliminary Engineering of Appropriate Sewage Treatment/Disposal Systems for Small Northern Communities," Dept. of Loc. Gov't, N.W.T. Territorial Gov't, Yellowknife, N.W.T. (1982).

Christensen, V., "Status of Water and Sanitation Facilities in the N.W.T.," Dept. of Loc. Gov't, N.W.T. Territorial Gov't., Yellowknife, N.W.T. (1982).

Christie, A.E., "Virus Reduction in Oxidation Lagoon," Water Pollut. Control (G.B.), 105, 5, 45 (1967).

Clark, S.E., H.J. Coutts and R.L. Jackson, "Alaska Sewage Lagoons," in Second Int'l Symp. on Wastewater Treatment Lagoons, R. McKinney (ed.) Kansas City, MO, 221-231 (June 23-24, 1970).

Clark, S.E., H.J. Coutts and C.D. Chritianson, "Biological Waste Treatment in the Far North," U.S. Dept. of the Interior, Fed. Wat. Poll. Cont. Admin., Alaska Water Lab. Proj. No. 1610, 06/70 (1970).

Clarke, R.M. et al., "The Effect of Chlorination on the Acute Lethal Toxicity of Winnipeg Municipal Wastes," Env. Can., Fish. and Mar. Serv., Tech. Rep. No. 712 (1977).

Cliver, D.O., "Viruses in Water and Wastewater: Effects of Some Treatment Methods," in Proc. of the Thirteenth Water Quality Conf. Viruses and Water Quality: Occurrence and Control, V. Snoeyink and V. Griffin (eds.) Dept. of Civ. Eng., Univ. of Illinois, Urbana, IL, 149-158 (Feb., 1971).

Cravens, J.B. and R.A. Kormanik, "The upgrading of Lagoons and Wastewater Treatment Plants via Microscreening," presented 51st Annual Meeting of the C.S.W.P.C.F., Bloomington, MN (May, 1978).

Davis, E., L.J. Lechner and C.L. Potter, "Phosphorus Removal in Short Detention Lagoon Systems," in Western Can. Water and Sewage Conf., 26th Annual Conv., Calgary, Alta. (1974).

Deutsch, J.D., "Waste Treatment Boosted by Bacterial Additions," Chem. Eng., 86, 4, 100-101 (1979).

Dinges, R., "A Proposed Intergrated Biological Wastewater Treatment System," in Biological Control of Water Pollution, J. Tourbier et al. (eds.) Univ. of Penn. Press. (1976).

Dinges, R., "Ecology of Daphnia in Stabilization Ponds," Texas State Dept. of Health, Div. of Wastewater Technology and Surveillance, Austin, Texas (1973).

Drapeau, A.J. "Work on Survival Rates of Microbes in the Cold" (unpublished).

Echelberger, W.F. Jr., et al., "Disinfection of Algal Laden Waters," J. Sanit. Eng. Div., Am. Soc. of Civ. Eng., 97, SA5, 721 (1971).

Eckenfelder, W.W. Jr., Principles of Water Quality Management, CBI Publishing Co. Inc., Boston, MA (1980).

Edde, H., "Design and Operation of Aerated Lagoons for Municipal Treatment in Cold Climates," Ekono Consulting Engineers, Seattle, WA (1972).

* Eedy, W., "Environmental Cause/Effect Phenomena Relating to Technological Development in the Canadian Arctic," National Res. Council (Can.) Rep. No. 13688 (1977).

Ehlert, N., "Spray Runoff Disposal of Waste Stabilization Pond Effluent," Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Res. Rep. No. 22 (1975).

Envir. Sask., "Sewage Works Design Criteria," Env. Sask., Water Poll. Cont. Br. (1968).

Environment Canada, "Brief Presented to the N.W.T. Water Board Public Hearing on the City of Yellowknife Application for Water Use License," Environment Canada, Environmental Protection Service, Edmonton, Alberta (1976).

Environment Canada, "Review of Proposed Sewage Disposal to Kam Lake, N.W.T.", Environment Canada, Environmental Protection Service, E.I.A. Rep. EPS-NW-75-1, Edmonton, Alberta (1975).

EPEC Consulting Western Ltd., "Community Water and Sanitation Services: Northwest Territories, 1981," Dept. of Loc. Gov't, N.W.T. Territorial Gov't., Yellowknife, N.W.T. (1981).

European Inland Fisheries Advisory Commission, "Water Quality Criteria for European Freshwater Fish," Report on Ammonia and Inland Fisheries, EIFAC Tech. Paper 11, F.A.O., Rome (1970).

* Fair, G.M., "Sanitary Engineering in Polar Regions," in Conf. on Medicine and Public Health in the Artic and Antarctic, Geneva, WHO Pub. Heal. Paper No. 18, 116-137 (1963).

Feachem, R.G., D.J. Bradley, H. Garelick and D.D. Mara, Health Aspects of Excreta and Sullage Management - A State of the Art Review, Vol. 3, Appropriate Technology for Water Supply and Sanitation, Transportation, Water, and Telecommunications Department, World Bank, Washington, DC (1981).

Ferrara, R.A. and D.R.F. Harleman, "Hydraulic Modelling for Waste Stabilization Ponds," J. Environ. Eng. Div., Proc. Am. Soc. Civ. Eng., 107, EE4, 817-830 (1981).

Fetner, R.H. and R.S. Ingols, "Bactericidal Activity of Ozone and Chlorine against E. coli at 1°C," in Ozone Chemistry and Technology, Am. Chemical Society, No. 21 (1959).

Finney, B.A. and E.J. Middlebrooks, "Facultative Waste Stabilization Pond Design," J. Water Pollut. Control Fed., 52, 1, 134 (1980).

Fisher, C.P., "Waste Stabilization Ponds in the Canadian North," in Int'l Conf. on Water for Peace, Vol. 4, Water Supply Tech., Washington, DC (1967).

Folkes, D.J., "Control of Contaminent Migration by the Use of Liners," presented at the 34th Can. Geotech. Conf., Fredericton, N.B. (1981).

* Disponible en français.

Freidman, A.A., "Seminar on Algae Removal From Oxidation Ponds," Univ. of Calif., Davis (June 28, 1975).

Frey, P.J., "Ecological Changes in the Chena River. A Study of a Sub-arctic Stream," Fed. Wat. Qual. Admin. N.W. Region, Alaska, Wat. Lab., College, AK (1969).

Frey, P.J., E.W. Mueller and E.C. Berry, "The Chena River - A Study of a Sub-arctic Stream," Fed. Wat. Qual. Admin. Dept. of Interior, Alaska Wat. Lab., College, AK (1970).

Fritz, J.J., A.C. Middleton and D.D. Meredith, "Dynamic Process Modelling of Wastewater Stabilization Ponds," J. Water Pollut. Control Fed., 51, 11, 2724-2743 (1979).

Ganapati, S.V., "Biochemical Studies of Algal-Bacterial Symbiosis in High-Rate Oxidation Ponds with Varying Detention Periods and Algae," Arch. Hydrobio., 76, 3, 302-367 (1975).

Geldreich, E.E., "Bacterial Populations and Indicator Concepts in Feces, Sewage, Stormwater, and Solid Wastes," in Indicators of Viruses in Water and Food, G. Berg (ed.) Ann Arbor Science Pub., Ann Arbor, Mich., 51-97 (1978).

Gerba, C.P., "Virus Survival in Wastewater Treatment," in Viruses and Wastewater Treatment, M. Goddard and M. Butler (eds.) Pergamon Press, Toronto, 39-48 (1981).

Given, P.W. and D.W. Smith, "RBC Treatment of Cold Dilute Wastewater," in Proceedings Applied Techniques for Cold Environments, Cold Regions Engineering Speciality Conference, ASCE, Anchorage, AK, 1, 490-500 (May, 1978).

Gloyna, E.F., "Facultative Waste Stabilization Pond Design," in Advances in Water Quality Improvement - Ponds as a Waste Treatment Alternative, Water Resource Symposium No. 9, E. Gloyna and W. Eckenfelder (eds.) Univ. of Texas Press, Austin, TX 131-141 (1976).

Gloyna, E.F. and L.F. Tischler, "Recommendations for Regulatory Modifications: The Use of Waste Stabilization Ponds Systems," J. Water Pollut. Control Fed., 53, 11, 1559-1563 (1981).

Government of Alberta, "A Study of the Operation of Sewage Ponds in the Province of Alberta", Dept. of Public Health, Division of Sanitary Engineering, Edmonton (1961).

Grabow, W.O.K., "South African Experience on Indicator Bacteria, Pseudomonas aeruginosa, and R Coliforms in Water Quality Control", in Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water, Proc. of Symposium A. Hoadley and B. Dutka (eds.) Tech. Pub. 635, ASTM, Philadelphia, PA, 168-181 (1977).

Grainge, J.W., "Sewage Lagoons in Northern Regions," U.S. Environmental Protection Agency Technology Transfer Seminar, Anchorage, AK (April 7-10, 1975).

Grainge, J.W., J.K. Greenwood and J.W. Shaw, "Lagoon Sewage Treatment for the Arctic and Sub-arctic," U.S. Environmental Protection Agency, Tech. Transfer Seminar, Anchorage, AK (1972).

Grischkowsky, R., "Environmental Requirements for Fish," Envir. Stds. for Northern Regions, Inst. of Water Resour., Univ. of Alaska, Fairbanks, AK, Rep. No. IWR-62 (1975).

Hammond, B. and J. Bishop Jr., "Maximum Utilization of Water Resources in a Planned Community," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 600/2-72-050e, Cincinnati, OH (1979).

Harris, R.H. and R. Mitchell, "The Role of Polymers in Microbial Aggregation," Ann. Rev. Microbiology, 27, 27-50 (1973).

Harris, S.E., D.S. Filip, J.H. Reynolds and E.J. Middlebrooks, "Separation of Algal Cells from Wastewater Lagoon Effluents," in Vol. I: Intermit. Sand Filt. to Upgrade Waste Stabil. Lagoon Effl., Utah Water Res. Lab., Utah State Univ., Logan, UT (1977).

Healey, M.C. and W.L. Woodall, "Limnological Survey of Seven Lakes Near Yellowknife, N.W.T.," Can. J. Fish. Res. Board. Rep. No. 407 (1973).

* Health and Welfare Canada, "Municipal Wastewater Disinfection in Canada - Need and Application," Environmental Health Directorate, Health Protection Branch (1982).

Heinke, G.W. and D. Prasad, "Anaerobic Treatment of Human Waste in Northern Communities," in Proceedings Third National Hydrotechnical Conference, CSCE, Quebec City, 578-593 (May 30-31, 1977).

Henderson, S., "Util. of Silver and Bighead Carp for Water Qual. Improve," Sem. on Aquaculture Sys. for Wastewater Treat., Univ. of Calif., Davis (1979).

Hendricks, D.W., W.D. Pote and J.G. Andrew, "A Thermodynamic Analysis of a Primary Waste Stabilization Pond," Utah Water Res. Lab., Utah State Univ., Logan, Utah, PRCWRR 16-1 (1970).

Higgins, P.W., "Waste Stabilization Lagoons - Their Operating Problems and New Developments in Their Design," Water and Pollut. Control (Can.), Poll. Cont. Manual and Directory, 23-34 (1966).

Higo, T.T., "A Study of the Operation of Sewage Ponds in the Province of Alberta," Dept. of Pub. Health, Gov't of Alberta, Edmonton (1965).

Hill, D.W., "Series Intermittent Sand Filtration to Upgrade Wastewater Lagoon Effluents," Masters of Science Thesis, Utah State University (1976).

Hogge, H.L., "Effectiveness of Sewage Ponds in Alberta," Mun. Util. Mag., 95, 3, 32-42 (1957).

Holubec, I., T. Zehir and S. Dufour, "Earthfill Dam Design and Construction in Cold Permafrost at Contwoyto, Lake, N.W.T.," Preprints, Can. Geotech. 35th Conf.: Water Retaining Structures Can. Geotech. Soc., 24 pp. (1982).

Holtz, R.D. and W.D. Kovacs, An Introduction to Geotechnical Engineering, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ, 735 pp. (1981).

* Disponible en français.

Hrudey, S.E. and S. Raniga, "Greywater Characteristics, Health Concerns and Treatment Technology", in Design of Wat. and Wastewater Services for Cold Climate Communities, IAWPR, D. Smith and S. Hrudey (eds.) Pergamon Press, London, p. 137 (1981).

Jacobsen, N.A., "Evaluation of a Sewage Lagoon at Inuvik, NWT," M.Sc. thesis, Dept. of Civ. Eng., Univ. of Toronto, Toronto, Ont. (1972).

James F. McLaren Ltd., "Heated Discharge Control and Management Alternatives," Environment Canada, Environmental Protection Service Rep. No. EPS-3-WP-77-13 (1977).

Johnson, B.A., "Disinfection of Lagoon Effluents," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 600/9-79-011, Cincinnati, OH (1979).

Johnson, R.A., "Alaska Wastewater Treatment Technology," Inst. of Water Resour., Univ. of Alaska, Fairbanks, AK, Rep. No. 86 (1978).

* Johnston, G.H., "Dykes on Permafrost, Kelsey Generating Station, Manitoba," Can. Geotech. Jour., 6, 6, 139-157 (1969).

* Kalff, J., "Some Physical and Chemical Characteristics of Arctic Freshwaters in Alaska and Northwestern Canada," Can. J. Fish. Res. Board., 25, 12, 2575 (1968).

King, D.L., A.J. Tomsoff and M.J. Atherton, "Effect of Lagoon Effluent on a Receiving Stream," in Second Int'l Symp. on Wastewater Treatment Lagoons, (ed.), Kansas City, MO (June 23-24, 1970).

Kormanik, R.A. and J.B. Cravens, "Microscreening and Other Physical-Chemical Techniques for Algae Removal," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 600/9-79-011, Cincinnati, OH (1979).

Kott, Y., "Hazards Associated with the Use of Chlorinated Oxidation Pond Effluents for Irrigation," Water Res. (G.B.) 7, 853-862 (1973).

Kraus, M.P., "Bacterial Indicators and Potential Health Hazard of Aquatic Viruses," in Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water, Proc. of Symposium, A. Hoadley and B. Dutka (eds.) Tech. Pub. 635, ASTM, Philadelphia, PA, 196-217 (1977).

Kreissl, J.F., S.E. Clark, J.M. Cohen and A.J. Alter, "Advanced Waste Treatment and Alaska's North Slope," Proc. Second Int'l Symp. on Cold Regions Eng., J. Burdick and P. Johnson (eds.) Dept. of Civil Eng., Univ of Alaska, Fairbanks, AK, 648-689 (1976).

Krenkel, P.A. and V. Novotny, Water Quality Management, Academic Press, NY (1980).

Kruse, C. et al., "Halogen Action on Bacteria, Viruses and Protozoa," in National Speciality Conference on Disinfection, Univ. of Massachusetts, American Society of Civil Engineers (1970).

Lambe, T.W. and R.V. Whitman, Soil Mechanics, John Wiley & Sons, NY (1969).

* Disponible en français.

Lechner, L.J. and E. Davis, "Phosphorous Removal by Lime Addition to a Conventional Anaerobic Stabilization Facility," in Proc. Symp. on Wastewater Treatment in Cold Climates, E. Davis (ed.) Environment Canada, Environmental Protection Service, Econ. and Tech. Rev. Rep. No. EPS-3-WP-74-3, 570-586 (1974).

* Lefebvre, G., P. Langlois, C. Lupien and J.G. Lovallee, "Laboratory Testing and in situ Behavior of Peat as Embankment Foundation," preprints, Can. Geotech. 35th Conf.: Water Retaining Structures, Can. Geotech. Soc., 113-142 (1982).

Loedolf, C.L., "Function of Cladocera in Oxidation Ponds," J. Water Pollut. Control Fed., 36, 286 (1964).

L.W., "Kinetics of Chlorine Disinfection in an Ecosystem," J. Sanit. Eng. Div., Am. Soc. of Civ. Eng., 98, SA1, 183 (1972).

Lyklema, J., "Surface Chemistry of Colloids in Connection with Stability," The Scientific Basis of Flocculation, K.J. Ives (ed.) Alphen aan den Rijn, Netherlands: Sijthoff and Noordhoff, 369 pp., 3-36 (1978).

Mackenthun, K.M. and C.D. McNabb, "Stabilization Pond Studies in Wisconsin," J. Water Poll. Control Fed., 33, 1234-1251 (1961).

Malina, J.F. and R.A. Rios, "Anaerobic Ponds," in Advances in Water Quality Improvement - Ponds as a Waste Treatment Alternative, Water Resource Symposium No. 9, E. Gloyna and W. Eckenfelder (eds.) Univ. of Texas Press, Austin, TX, 143-157 (1976).

Marais, G.V.R. and M.J. Capri, "A Simplified Kinetic Theory for Aerated Lagoons," in Second Int'l Symp. on Wastewater Treatment Lagoons, R. McKinney (ed), Kansas City, MO, 299-310 (June 23-24, 1970).

Martinson, R.M., "A Model Study of Phosphorus Removal by Lime Addition in Conjunction with Anaerobic Lagoon Treatment of Municipal Wastes," M.Sc. Thesis, Dept. of Civil Eng., Univ. of Sask., Regina, Sask. (1972).

McDermott, J.H., W.B. Horning and W.W. Towne, "Recent Observations at the Lebanon Experimental Stabilization Ponds," U.S. Dept. of Health, Ed. and Welfare, Pub. Health Service (1959).

McDonald, J., "Upgrading Effluent Treatment is Successful," J. Pulp and Paper Can., 80, 12, 130-136 (1979).

McGarry, M.G. and M.B. Pescod, "Stabilization Pond Design Criteria for Tropical Asia," in Second Int'l Symp. on Wastewater Treatment Lagoons, R. McKinney (ed.), Kansas City, MO, (June 23-24, 1970).

McGauhey, P.H., Engineering Management of Water Quality, McGraw-Hill Book Co., San Francisco (1968).

* Disponible en français.

McLean, J.E., D.K. Hilliard, H.F. Meyers and W.B. Page, "Experimental Waste Stabilization Ponds Operated Near Anchorage, Alaska," U.S. Dept of Health, Ed. and Welfare, Pub. Health Service, unpublished, Alaska Health Research Center, Anchorage, AK (1957).

Middlebrooks, E.J., A.J. Panagiotam and H.K. Williford, "Sludge Accumulation in Municipal Sewage Lagoons," Water Sew. Works, 112, 2, 63-68 (1965).

Miescier, J.J. and V.J. Cabelli, "Enterococci and other Microbial Indicators in Municipal Wastewater Effluents," J. Water Pollut. Control Fed., 54, 12, 1599 (1982).

Miller, A.P., "The Biochemical Basis of Psychrophily in Microorganisms," Inst. of Water Resour., Univ. of Alaska, Fairbanks, AK, Rep. No. IWR-2 (1967).

* Miyamoto, H.K. and G.W. Heinke, "Performance Evaluation of an Arctic Sewage Lagoon," in Proceedings Third National Hydrotechnical Conference, CSCE, Quebec City, 568-577 (May 30-31, 1977).

Miyamoto, H.K. and G.W. Heinke, "Performance Evaluation of an Arctic Sewage Lagoon," Can. J. of Civ. Eng., 6, 2, 324-328 (1979).

Miyamoto, H.K., "Performance Study of the Lagoon at Inuvik, N.W.T. under Winter Operation," M.Sc. Thesis, Dept. of Civ. Eng., Univ. of Toronto, Toronto, Ont. (1972).

Mueller, E., E.W. Schallock and R.C. Gordon, "The Assimilative Capacity of Subarctic and Arctic Rivers," Federal Water Pollution Control Administration, Alaska Water Laboratory, College, AK (1970).

Murphy, R.S. and J.K. Greenwood, "Implications of Waste Treatment Processes and Arctic Receiving Waters," Proc. of the First Int'l Conf. on Port and Ocean Eng. Under Arctic Conditions, Univ. of Norway (1971).

Myklebust, R.J. and F.C. Harmstow, "Mosquito Production in Waste Stabilization Ponds," J. Water Pollut. Control Fed., 34, 3, 302-306 (1962).

Narasiah, S., "Etangs aeres: Experience Passee et besoins futurs (Aerated Lagoon: Past Experience and Future Needs)," Eau du Quebec, 13, 2, 124-127 (1980).

Neel, J.K., et al., "Experimental Lagooning of Raw Sewage at Fayette, Missouri," J. Water Pollut. Control Fed., 33, 6, 603-641 (1961).

O'Brien, J.W. and F. DeNoyelles, Jr., "Photosynthetically Elevated pH as a Factor in Zooplankton Mortality in Nutrient Enriched Ponds," Ecology, 53, 605-614 (1972).

Olivieri, J.P., "Bacterial Indicators of Pollution," in Bacterial Indicators of Pollution, W.O. Pipes (ed.) CRC Press Inc., Boca Raton, FL, 21-41 (1982).

O'Melia, C.R., "Coagulation in Water and Wastewater Treatment," in Advances in Water Quality Improvement - Physical and Chemical Processes, Water Resource Symposium No. 3, E. Gloyna and W. Eckenfelder (eds.) Univ. of Texas Press, Austin, TX, 219-236 (1970).

* Disponible en français.

O'Melia, C.R., "Coagulation in Wastewater Treatment," The Scientific Basis of Flocculation, K.J. Ives (ed.) Alphen aan den Rijn, Netherlands: Sijthoff and Noordhoff, 369 pp., 219-268 (1978).

* Ostrofsky, M.L., "Modification of Phosphorus Retention Models for Use with Lakes with Low Aereal Water Loading," Can. J. Fish. Res. Board, 35, 1532 (1978).

Oswald, W.J., "Syllabus on Waste Pond Design, Algae Project Reports," Sanitary Engineering Research Laboratory, Univ. of California, Berkeley (1976).

Oswald, W., C. Golueke, R. Cooper, H. Gee, and J. Bronson, "Water Reclamation, Algal Production, and Methane Fermentation," Air and Water Pollution, 7, 627-648 (1963).

Oswald, W.J., A. Meron, and M.D. Zabat, "Designing Waste Ponds to Meet Water Quality Criteria," in Second Int'l Symp. on Wastewater Treatment Lagoons, R. McKinney (ed.) Kansas City, MO, 186-194 (June 23-24, 1970).

Paller, M.H. et al., "Effects of Ammonia and Chlorine on Fish in Streams Receiving Secondary Discharges," J. Water Pollut. Control Fed., 55, 8, 1087-1097 (1983).

Pare, J.J., G.S. Larocque, C.E. Schneeberger, "Design of Earth and Rockfill Dams for La Grande Hydro Electric Complex in Northern Quebec, submitted to the Water Power and Dam Construction Journal, 39 p. (1978).

Patrick, R., "Some Effects of Temperature on Freshwater Algae", in Biological Aspects of Thermal Pollution, P.A. Krenkel and F.L. Panker (eds.), Vanderbilt University Press, Nashville, TN, 161-185 (1969).

Pavoni, J.L. (ed.), Handbook of Water Quality Management, Van Nostrand Reinhold, NY (1977).

Penttinen, S.E., P.H. Bouthillier, and S.E. Hrudey, "Investigation of the Contribution of Natural Organic Runoff to Dissolved Oxygen Depletion in the Red Deer River," Water Pollution Research (Can), 14, 71-87 (1978).

Peters, C.J. and R. Perry, "Trihalomethanes in Water Treatment Processes," in Design of Wat. and Wastewater Services for Cold Climate Communities, IAWPR, D. Smith and S. Hrudey (eds.) Pergamon Press, London (1981).

Pierce, D.M., "Performance of Raw Waste Stabilization Lagoons in Michigan with Long Period Storage before Discharge," in Upgrad. Waste Stab. Ponds to Meet New Discharge Stds., Utah Water Res. Lab., Utah State Univ., Logan, UT, PRWG 151 (1974).

Pipes, W.O. Tr., "pH Variation and BOD Removal in Stabilization Ponds," J. Water Pollut. Control Fed., 34, 11, 1140-1150 (1962).

Polprasert, C., M.G. Dissanayake and N.C. Thanh, "Bacterial Die-off Kinetics in Waste Stabilization Ponds", J. Water Pollut. Control Fed. 55, 3, 285-296 (1983).

* Disponible en français.

Post, F.J., "Ecology of Selected Bacteria in a Small Intermittent Sewage Pond," Water Res. (G.B.), 4, 5, 341 (1970).

Prescott, M.H., "Sewage Lagoon Operation in Saskatchewan," Mun. Util. Mag., 95, 3, 28-32 (1957).

Putz, G., R. Gerard, and D.W. Smith, "Mixing and Microorganism Survival in an Ice-covered River," in Proc. Conf. Can. Soc. for Civil Eng., Edmonton, Alberta, 1439-1458 (1982).

* Rajagopalan, S. and M.A. Shiffman, "Guide to Simple Sanitary Measures for the Control of Enteric Diseases," World Health Organization, Geneva (1974).

Rapp, W.F., "Sewage Lagoon Maintenance," J. Water Pollut. Control Fed., 32, 6, 660-662 (1960).

Reed, S.C. and A.B. Hais, "Cost Effective Use of Municipal Wastewater Treatment Ponds," U.S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Hanover, NH (1978).

Reid, L.C. and B.E. Benson, "Observations on Aerated Sewage Lagoons in Arctic Alaska," U.S. Dept. of Health, Ed. and Welfare, Pub. Health Service, Arctic Health Research Center, College, AK (1965).

Roberts, T.A., G. Hobbs, J.H.B. Christain and N. Skovgaard (eds.), Psychrotrophic Microorganisms in Spoilage and Pathogenicity, Academic Press, NY (1981).

Sack, W.A., and S.A. Phillips, "Evaluation of the Bio-disc Treatment Process for Summer Camp Application," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 670/2-73-022 (1973).

Sargent, J.W., "Operation, Maintenance, and Management Assistance for Rural Sanitation Facilities," in Util. Del. in Northern Reg. Symp., Environment Canada, Environmental Protection Service, Econ. and Tech. Rev. Rep. No. EPS-3-WP-80-5, Edmonton, Alberta, 248-259 (May, 1979).

Sattar, S.A., "Virus Survival in Receiving Waters," in Viruses and Wastewater Treatment, M. Goddard and M. Butler (eds.) Pergamon Press, Toronto, 91-108 (1981).

Saunders, F.M. and E.P. Minchew, "A Variable Discharge Model for Facultative Oxidation Ponds," Env. Resourc. Centre, Georgia Instit. of Tech., Athens, Ga., NTIS Report No. PB81-142135 (1981).

Sawyer, C.N., "An Evaluation of Nutrient Control Methods," J. Eng. Inst. of Canada, 37-40 (1969).

Schmidt, G.P., The Applicability of Sewage Ponds, with Special Attention to the Purification of Organically Soiled Sewage in Rural Districts, National Res. Council (Can.), T.T.-1342, Ottawa (1968).

* Disponible en français.

Schallock, E.W., E.W. Mueller, and R.C. Gordon, "Assimilative Capacity of Arctic Rivers," Alaska Science Conference, Univ. of Alaska, Alaska Water Laboratory, College, AK (August, 1970).

Schallock, E.W. and F.B. Lotspeich, "Low Winter Dissolved Oxygen in Some Alaskan Rivers," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 660/3-74-008, Corvallis, OR (1974).

Schneiter, R.W. and W.J. Grenney, "Temperature Corrections to Rate Coefficients," J. Environ. Eng. Div., Proc. Am. Soc. Civ. Eng., 109, 3, 661-667 (1983).

Shindala, A. and J.W. Stewart, "Chemical Coagulation of Effluents from Municipal Waste Stabilization Ponds," Water Sew. Works, 118, 4, 100 (1971).

Sidio, A.D., R.T. Hartman and P. Fugazzotto, "First Domestic Waste Stabilization Pond in Pennsylvania," U.S. Public Health Reports., 76, 201-208 (1961).

Smith, D.W. and P.W. Given, "Treatment Alternatives for Dilute, Low Temperature Wastewater," in Design of Wat. and Wastewater Services for Cold Climate Communities, IAWPR. D. Smith and S. Hrudey (eds.) Pergamon Press, London (1981).

SNC Tottrup Services Ltd., "Parasitological Implications of Land Sewage Disposal in the Arctic and Subarctic," Edmonton, Alberta (1975).

Snider, I.F., "Algae Removal by Air Flotation," in Advances in Water Quality Improvement - Ponds as a Waste Treatment Alternative, Water Resource Symposium No. 9, E. Gloyna and W. Eckenfelder (eds.) Univ. of Texas Press, Austin, TX (1976).

Sobsey, M., C. Wallis, M. Hobbs, A. Green, and J. Melnick, "Virus Removal and Inactivation by Physical - Chemical Waste Treatment," J. Environ. Eng. Div., Proc. Am. Soc. Civ. Eng., 99, EE3, 245-252 (1973).

Sobsey, M.D. and R.C. Cooper, "Enteric Virus Survival in Algal-bacterial Wastewater Treatment Systems - I," Water Res. (G.B.), 7, 669-685 (1973).

Sproul, O.J., Critical Review of Virus Removal by Coagulation Processes and pH Modifications, U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 600/2-80-004 (1980).

Squires, A.D., "Preparation of an O. & M. Manual," in Util. Del. in Northern Reg. Symp., Environment Canada, Environmental Protection Service, Econ. and Tech. Rev. Rep. No. EPS-3-WP-77-1, Edmonton, Alberta, 256-265 (May, 1977).

Stevens, P.A., "The Role of Oxidation Ponds in Improving Environmental Health in Developing Countries," in Second Int'l Symp. on Wastewater Treatment Lagoons, R. McKinney (ed.), Kansas City, MO, 13-15 (June 23-24, 1970).

Stowell, R., "A Study of the Screening of Algae from Stabilization Ponds," Masters Thesis, Dept. Civil Eng., Univ. of Calif. (1976).

Stumm, W., "Chemical Interaction in Particle Separation," Environ. Sci. Technol., 11, 12, 1066-1070 (1977).

Suwannakaran, V., "Temperature Effects on Waste Stabilization Pond Treatment," Ph.D Thesis, University of Texas, Austin, TX (1963).

Tart, R.G. Jr., and L.L. Oriard, "Using Explosives to Excavate Frozen Ground," in Building Under Cold Climates and on Permafrost, U.S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Hanover, New Hampshire, Report No. CRREL, 80-40, 346-365 (1980).

Tchobanoglous, G., and G.L. Culp, "Wetland Systems for Wastewater Treatment: An Engineering Assessment," in Aquaculture Systems for Wastewater Treatment, U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 430/9-80-007, Washington, DC (1980).

Tenney, M.W. and W. Stumm, "Chemical Flocculation of Microorganisms in Biological Waste Treatment," J. Water Pollut. Control Fed., 37, 1370-1388 (1965).

Thirumurthi, D., "Design Criteria for Aerobic Aerated Lagoons," J. Environ. Eng. Div., Proc. Am. Soc. Civ. Eng., 105, EE1, 135-148 (1979).

Thirumurthi, D., "Design Criteria for Waste Stabilization Ponds," J. Sanit. Eng. Div., Am. Soc. of Civ. Eng., 95, SA2, 311-330 (1969).

Thirumurthi, D., "Design Criteria for Waste Stabilization Ponds," J. Water Pollut. Control Fed., 46, 9 (1974).

Torpy, M.F., "Cost Estimation for Oxidation Pond Systems," in Perf. and Upgrading of Waste. Stabil. Ponds, U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 600/9-79-011 (1979).

Townshend, A.R. and S. Unsal, "Aerated Lagoon Design Methods: An Evaluation Based on Ontario Field Data," in Proc. 24th Ind. Waste Conf., Purdue University, West Lafayette, IN (1969).

Trimberger, J. "Production of Fathead Minnows in a Municipal Wastewater Stabilization System," Michigan Dept. of Nat. Res., Fisheries Division, Grand Rapids, MI (1972).

Uhlmann, D., "BOD Removal Rates of Waste Stabilization Ponds as a Function of Loading, Retention Time, Temperature and Hydraulic Flow Pattern," Water Res. (G.B.), 13, 193-200 (1979).

Uhlmann, D., "Limnology and Performance of Waste Treatment Lagoons," Hydro Biologia., 72-73, 21-30 (1980).

U.S. EPA, "Quality Criteria for Water," U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 440/9-76-023 (1976).

U.S. EPA Task Force Report, U.S. Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 430/9-75-012 (1976).

Van Olphen, H., An Introduction to Clay Colioid Chemistry, Wiley-Interscience, NY (1963).

Velz, C.J., Applied Stream Sanitation, Wiley-Interscience, NY (1970).

Vennes, W.J. and O.O. Olson, "Microbiological Indicators of the Efficiency of an Aerated, Continuous Discharge Sewage Lagoon in Northern Climates," in Int'l Symp. on Wat. Poll. Cont. in Cold Climates, Univ. of Alaska, Fairbanks, EPA 16100 EXH 11/71 (July, 1970).

Venosa, A.D., "Current State-of-the-Art of Wastewater Disinfection," J. Water Pollut. Control Fed., 55, 5, 457-466 (1983).

Verwey, E.J.W. and J. Th. G. Overbeek, Theory of the Stability of Lyophobic Colloids, Elsevier, Amsterdam (1948).

Viitasaari, M., "Sewage Treatment Methods in Finland," in Proc. Symp. on Wastewater Treatment in Cold Climates, E. Davis (ed.) Environment Canada, Environmental Protection Service, Econ. and Tech. Rev. Rep. No. EPS-3-WP-74-3, 29-44 (1974).

Vollenweider, R.A., "Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, with Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication," OECD Report, Paris (1970).

Ward, W.W. and G.M. DeGraeve, "Residual Toxicity of Several Wastewater Disinfectants," J. Water Pollut. Control Fed., 50, 46 (1978).

* Water Pollution Control Directorate, "Guidelines for Effluent Quality and Wastewater Treatment at Federal Establishments," Environment Canada, Environmental Protection Service, Ottawa (1973).

Watters, G.Z., et al., "The Hydraulics of Waste Stabilization Ponds," Utah Water Res. Lab., Utah State Univ., Logan, UT, PRCWRR 18-1 (1974).

Wehner, J.F. and R.H. Wilhelm, "Boundary Conditions of Flow Reactors," Chem. Eng. Sci., 6, 89-93 (1956).

Wennstrom, M., "Oxidation Ponds in Sweden," Lunds University, Arsskrift, Lund., Sweden (1955).

WHO, Human Viruses in Water, Wastewater, and Soil, WHO Tech. Report Series No. 639, World Health Organization, Geneva (1979).

Wilkins, J.R., et al., "Organic Chemical Contaminants in Drinking Water and Cancer," Am. J. Epidemiol., 110, 420 (1979).

Williams, J.R. and R.O. von Everdingen, "Groundwater Investigation in Permafrost Regions of North America: A Review," Proc. of the 2nd Int'l Conf. on Permafrost, North Amer. Contrib., Yakusk, USSR, 435-446 (1973).

Williamson, K.J. and G.R. Swanson, "Field Evaluation of Rock Filters for Removal of Algae from Lagoon Effluents," U.S Environmental Protection Agency Rep. No. EPA 600/9-79-011, 75, Cincinnati, OH (1979).

* Disponible en français.

Yake, W.E. and R.K James, "Setting Effluent Ammonia Limits to Meet In-Stream Toxicity Criteria," J. Water Pollut. Control Fed., 55, 3, 303-309 (1983).

Yip, R.W. and D.E. Konasewich, "Ultraviolet Sterilization of Water - Its Potential and Limitations," Water and Pollut. Control (Can.), 110, 6, 14-18 (1972).

Yukon Territory Water Board, "Guidelines for Municipal Wastewater Discharges in the Yukon Territory, Draft," Whitehorse, Y.T. (1982).

Zarling, J.P., "Growth Rates of Ice," in Proceedings Applied Techniques for Cold Environments, Cold Regions Engineering Speciality Conference, ASCE Anchorage, AK (May, 1978).